

TRANSFER VON CÄSIUM
VOM BODEN ZUR VEGETATION AUF
DAUERWEIDEN IM MARSCHENGEBIET DER
WESERMÜNDUNGSREGION

Dissertation
zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften

vorgelegt beim
Fachbereich Physik
der
Universität Bremen

von
UTE BOIKAT
aus Bremen

Bremen
Oktober 1982

Ute Boikat

TRANSFER VON CÄSIUM
VOM BODEN ZUR VEGETATION AUF
DAUERWEIDEN IM MARSCHENGEBIET DER
WESERMÜNDUNGSREGION

Dissertation
zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
der Universität Bremen

Bremen, Juni 1982



Diese Arbeit hat dem Promotionsausschuß Dr. rer. nat.
der Universität Bremen als Dissertation vorgelegen.
An dem Promotionsverfahren haben Prof.Dr. J. Bleck-Neuhaus
und Prof.Dr. H. Gebhardt als Gutachter mitgewirkt.
Das Kolloquium hat am 2.10.1982 stattgefunden.

INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung	1
2. Variabilität des Boden-Pflanze-Cäsium Transfers und Bedeutung des Transferfaktors im radioökologischen Berechnungsmodell	3
2.1 Radioaktive Cäsiumisotope mit Bedeutung für die Biosphäre	3
2.2 Eigenschaften und Verbreitung des Cs	5
2.3 Freisetzungen in der Biosphäre	6
2.4 Die Rolle des Transfers von Cäsium vom Boden zur Pflanze bei der Abschätzung der Belastung des Menschen durch Freisetzungen aus kerntechnischen Anlagen	7
2.5 Rechenmodelle für interne Exposition durch Ingestion	9
2.5.1 Maximale jährliche Aufnahme durch den Expositionspfad Beregnung: Wasser-Futterpflanze-Tier-Milch, Fleisch	10
2.6 Transferfaktor-Wertebereich in der Literatur	13
2.7 Transfersituation auf Dauerweiden	16
2.8 Faktoren, die die pflanzliche Nährstoffaufnahme aus dem Boden beeinflussen	17
2.9 Gefäßversuche zur Transferfaktorermittlung	21
3. Das Untersuchungsgebiet: Die Wesermarsch	23
3.1 Charakterisierung der untersuchten Marschböden ..	26
3.1.1 Seemarsch	26
3.1.2 Brackmarsch	28
3.1.3 Organomarsch	32
3.2 Charakterisierung des untersuchten Geestbodens ..	34
3.2.1 Ackerpodsol	34
3.3 Radionuklidtransfer beeinflussende Bodeneigenschaften der Untersuchungsstandorte	36
3.3.1 Gefüge und Wasserleitfähigkeit	36

3.3.2 Sorptionsverhalten	38
3.3.3 Ionenkonkurrenz um die Cs-Aufnahme	40
3.4 Beurteilung der untersuchten Böden bezüglich ihres Transferverhaltens im einzelnen	41
3.4.1 See-, Brackmarsch	41
3.4.2 Organomarsch	42
3.4.3 Ackerpodsol	43
3.5 Landwirtschaftliche Nutzung des Untersuchungsge- bietes	43
4. Quantitative Nuklidbestimmungen am Probenmaterial aus fallout- und Tracerversuchen mit low-level-Gammaspek- trometrie	45
4.1 Probenvorbereitung	45
4.2 Die eingesetzten Ge(Li) - Anticomptonapparaturen .	45
4.3 Ansprechwahrscheinlichkeiten (%) für Volumenproben und nuklidspezifische Zerfallsdaten	50
4.4 Transferfaktoren aus Gammaaktivitätskonzentrationen von Böden und Vegetation	53
5. Ermittlung von Transferfaktoren Boden-Pflanze durch Verwendung von Cäsium-137 fallout - Messungen	55
5.1 Beurteilung der Methode, anhand von fallout - Mes- sungen Transferfaktoren zu ermitteln	57
5.2 Untersuchungen am Atomwaffenfallout im Wesermarsch- gebiet. Abdeckversuche im Freiland 1979/80	59
5.3 Abschätzung atmosphärischer ¹³⁷ Cs-Zufuhr 1980 ...	61
5.4 Schwermetallbestimmungen an Pflanzenmaterial aus Abdeckversuchen	69
5.5 Bewuchszusammensetzung der Weidevegetation an den Probenahmeorten der Abdeckversuche	72
6. Gefäßversuche unter Gewächshausbedingungen	73
6.1 Darstellung der Versuchsanlage	73
6.2 Kriterien zur Auswahl der Anlagevarianten der Ge- wächshaussschalenversuche - Beschreibung der Ver- suchsanordnungen	77

6.2.1	Versuchsanordnung, Kurzbezeichnung	
6.2.1	a) Neuansaat	77
6.2.2	b) Soden	78
6.2.3	c) Ofentrocknung	84
6.2.4	d) Soden + Schlick	85
6.2.5	e) Cs - Träger	86
6.2.6	f) Blattoberflächenaufnahme	89
6.2.7	g) N P K	90
6.2.8	h) Neuansaat + höhere Aktivität	92
6.3	Bestimmung der pflanzenverfügbaren Cs - Fraktion im Boden bei den Gefäßversuchen der Gewächshausserie	93
6.3.1	Ergebnis der Bestimmung von K_{ex} und Cs_{ex} ...	94
6.4	$TF_{Cs,f}$ - Ergebnisse und Einschätzung	95
6.5	Qualitätsmaßstäbe zur Vergleichbarkeit des Pflanzenwachstums und damit der Transferbedingungen im Gewächshausschalenversuch	98
6.6	Möglichkeiten und Grenzen der Behandlung von Gefäßversuchen gemäß regional üblicher Praxis im realen Weideland	105
6.7	Endergebnisse und Vergleich der Transferfaktoren aus den Schalenversuchen nach Versuchsanlagevarianten	107
6.7.1	Bewertung der Versuchsanlagen a) bis h) ...	107
6.8	Korrelationsrechnung zum Boden-Pflanze-Transfer ..	113
6.8.1	Korrelationsrechnungen am Datenmaterial ...	115
7.	Gefäßversuche unter Freilandbedingungen mit ^{137}Cs und ^{60}Co	118
7.1	Versuchseinrichtung der Monolithversuche	118
7.2	Pflanzenaufnahme aus dem Boden	122
7.3	Ergebnisse der Monolithversuche - Transferfaktoren für Cäsium und Kobalt	126
7.4	Tiefenverlagerung im Boden bei Monolithen und im Freiland	128
7.5	Einschätzung der Monolithversuchsergebnisse	135

8. Zusammenfassende statistische Bewertung der ermittel-	
ten Cs - Transferfaktoren	137
8.1 Methode	137
8.2 $TF_{Cs,f}$ - Mittelwertvergleich nach Bodenarten	138
8.3 Verteilungsfunktionen für $TF_{Cs,f}$ - Meßwerte; Die logarithmische Normalverteilung	140
8.4 Beurteilung von Transferversuchen mit Cs - Makro- mengen gegenüber Versuchen mit Mikromengen an radioaktivem Cs	148
8.5 Einschätzung des Stellenwerts der Gefäßversuche für die Auswahl eines repräsentativen, standort- spezifischen Transferfaktors $TF_{Cs,f}$	149
8.6 Modellrechnung Langzeitdosisbelastung durch Cäsium-137 für den Ganzkörper über Ingestion, Weide-Kuh-Milch-Pfad .	151
9. Anhänge	153
I Dauerweidevegetation - Einfluß auf den Cs-Transfer Boden - Pflanze	153
II Aktivitätszufuhr durch kontaminierte Lebensmittel - - Rechenmodellvergleich	157
10. Zusammenfassung	160
11. Literaturverzeichnis	161

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

BMFT	Bundesministerium für Forschung und Technologie
BMI	Bundesministerium des Innern
GRS	Gesellschaft für Reaktorsicherheit
IAEA	International Atomic Energy Agency
KKU	Kernkraftwerk Unterweser
PTB	Physikalisch Technische Bundesanstalt
US AEC	United States Atomic Energy Commission
US NRC	United States Nuclear Regulatory Commission

1. Einleitung

Die Fragestellung nach dem Transfer von radioaktiven Stoffen aus dem Boden in Pflanzen ergab sich historisch als

Konsequenz nuklearer Freisetzungen als Folge von

- oberirdischen Kernwaffenversuchen für militärische Tests sowie zur Anwendung der atomaren Sprengwirkung zu Großsprengungen (plowshare Projekt)
- Störfällen und Unfällen in nuklearen Einrichtungen .

Bei solchen Freisetzungen kommt es zur Kontamination landwirtschaftlicher Produkte durch die direkte Ablagerung der radioaktiven Stoffe auf oberirdischen Teilen von Pflanzen (radioaktive Belastung der Bevölkerung im ersten Jahr) oder indirekt über den Weg Boden - Wurzel - Pflanze (Belastung in den Folgejahren).

Dabei können kontaminierte Pflanzen direkt Bestandteil der menschlichen Nahrung sein oder auf dem Wege der Verfütterung an Tiere zur Kontamination tierischer Produkte (Fleisch , Milch u.a.) führen. Besondere Bedeutung hat dabei der Weide - Kuh - Milch - Pfad im amerikanischen und europäischen Bereich.

Je nach Ausmaß der Kontamination - die weitaus geringste ergibt sich als Folge legaler Radionuklidfreisetzungen im bestimmungsgemäßen Betrieb von Kernkraftwerken - sind abgestufte Gegenmaßnahmen zur Verminderung des Krebsrisikos für die betroffene Bevölkerung der Region erforderlich. Handelt es sich um Landschaftskontaminationen von nicht akzeptablen Ausmaß ⁺, so ist eine Umsiedlung der Anwohner vorgesehen.

+ In der "Deutschen Risikostudie" wird eine Umsiedlung der Bevölkerung eines radioaktiv kontaminierten Gebiets vorgesehen, wenn Dekontaminierungsmaßnahmen eine Ganzkörperbestrahlung von 12,5 rad in 30 Jahren bei "normaler Tätigkeit" übersteigen würde. Die Dekontaminierungsmaßnahmen werden für noch durchführbar und vertretbar gehalten, wenn sie den Ausgangsstrahlenpegel auf ein Zehntel senken können. (Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke 1980 , Fachband 8)

Bevor jedoch so folgeträchliche und schwer realisierbare Maßnahmen wie die Umsiedlung von Bevölkerungsteilen durchgeführt würden, kommt ein Versuch der Verringerung des Radionuklidtransfers über die Nahrungsketten zum Menschen eher in Betracht. Diese Verringerung soll durch Dekontaminierungsmaßnahmen erreicht werden.

Verschiedenste Maßnahmen wurden durchdacht oder experimentell erprobt, um landwirtschaftliche Nutzfläche zu erhalten:

- a) Entfernung des Bewuchses sowie von Bewuchsrückständen
 - b) Entfernung des Oberbodens
 - c) Tiefenverlagerung der Radioaktivität durch Tiefpflügen oder Durchsickern lassen in tiefere Bodenschichten
 - d) Anwendung von Düngemitteln oder Bodenzusätzen wie Clinoptilolit - Mineral
 - e) Ersatz tief wurzelnder durch flachwurzelnde Pflanzen
- (Nishita 1972).

Schulz 65 erprobte Ionenaustausch mit hohen Gaben an CaCl_2 (50 to/ha, 5-20 fach wie einmalige Meliorisationsgaben) zur Minderung von Strontiumpflanzenaufnahme.

Cline 1972 schlägt vor, zunächst die Kosten gegen den Nutzen einer Hilfsmaßnahme aufzuwägen, und in einem kontaminierten Gebiet gegebenenfalls die landwirtschaftliche Nutzung einzustellen oder Pflanzen anzubauen, die nicht der Ernährung dienen. Andernfalls könne man die Pflanzenaufnahme mit Wasser- oder Säureauswaschungen des Bodens mindern, tiefpflügen oder asphaltartige Emulsionen auftragen.

Durch zivilisatorische Anwendung der Kernspaltung sind Situationen wie oben beschrieben für landwirtschaftliche Gebiete denkbar geworden.

Daher sind möglichst detaillierte Kenntnisse des Übergangsverhaltens einzelner wichtiger Radionuklide wie Cäsium für unterschiedliche landwirtschaftliche Nutzung des Bodens wichtig. In der vorgelegten Arbeit wird der Cäsium - Transfer auf dauerweidemäßig genutzten Marschböden untersucht.

2. Variabilität des Boden - Pflanze - Cäsium - Transfers und Bedeutung des Transferfaktors im radioökologischen Berechnungsmodell

2.1 Radioaktive Cäsiumisotope mit Bedeutung für die Biosphäre Cäsium als Leitnuklid aerosolförmiger und flüssiger Freisetzungen aus Reaktoren

In Kernkraftwerken tritt ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,0 \text{ y}$) als Spaltprodukt von ^{235}U und ^{239}Pu auf.

Mit der relativen Atommasse $A_r = 137$ liegt es in der Spaltausbeute von $^{233}, ^{235}\text{U}$ und ^{239}Pu im Bereich der wahrscheinlichsten Massen (1. Maximum der Spaltausbeute bei $A = 95$, 2. Maximum der Spaltausbeute bei $A = 140$).

Das Isotop ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,05 \text{ y}$) entsteht durch Neutroneneinfang (n, γ) am stabilen Spaltprodukt ^{133}Cs .

Die Zerfallsschemata (nach S c h r ü f e r 74) finden sich in Abb. 1 + 2, sie enthalten die Intensitäten E (MeV), ihre Emissionswahrscheinlichkeiten $r(\%)$ sowie die Gammastrahlenkonstante Γ ($\text{R m}^2/\text{mCi h}$).

Die Produktionsraten für einen Brennelementzyklus ($\text{Ci/MW}_{\text{ther.}}$) in Druckwasserreaktoren, Siedewasserreaktoren, Hochtemperaturreaktoren und Schnellen Brutreaktoren sind nach B o n k a 75 dargestellt (Abb. 1+2).

2.2 Eigenschaften und Verbreitung des Cs

Cäsium gehört in die Gruppe der Alkalien (Li, Na, K, Rb, Cs) und ähnelt in seinem chemischen Verhalten besonders dem Kalium und dem Rubidium. Es ist das unedelste und damit reaktionsfähigste Metall.

Das stabile Isotop $^{133}_{55}\text{Cs}$ ($^{132,9}_{55}\text{Cs}$) tritt natürlich in geringen Mengen kaliumbegleitend in Mineralquellen, Salzlagern und Gesteinen auf und gelangt über diesen Weg in Pflanzen (s. Tab. 1). Es besitzt das größte Atomvolumen:

$$V_A (\text{cm}^3) = \frac{A}{g} = \frac{132,9}{1,9} = 69,9$$

Zum Vergleich die nächstgrößten: Rb 55, K 48. Der Ionendurchmesser von Cs^+ -Ionen in Kristallen ist ebenfalls größer als der aller anderen Ionen:

Cs 3,30 gefolgt von K 2,66 Ca 2,12 (Å)

(S c h e f f e r 76)

Tab. 1 ^{133}Cs -Gehalte in Pflanzen, Böden, Mineralien

Medium	Cs- Gehalt (ppm)		Referenz
	frischsubstanzbez.: f		
	trockensubstanzbez.: t		
Blütenpflanzen			
Pilze	3 - 89	f	Bertrand 49
eßbare Pflanzen- teile	0,05	f	Bowen 66
Samenpflanzen	3 - 88,5	t	Mayr/Kühn 69
Gräser, Klee, Löwenzahn	0,007 - 0,028	t	Wiechen 80
Typischer Agri- kulturboden	5		Vinogradov 59
Granit, Basalt	1,5 - 5,2		Das 78
Moor-, Geestboden	0,5 , 0,58		Heine/Wiechen 78

2.3 Freisetzungen in die Biosphäre

Im Modellgemisch der Allgemeinen Berechnungsgrundlagen (BMI 79) tritt ^{137}Cs für aerosolförmige Ableitungen aus Druckwasserreaktoren und Siedewasserreaktoren mit 25% auf, im Modellgemisch für wässrige Ableitungen mit 30%.

^{134}Cs tritt ebenfalls mit hohen Anteilen am Modellgemisch für Freisetzungen aus Druck- und Siedewasserreaktoren auf :

- aerosolförmig 10%
- wässrig 20%.

B o n k a 75 nimmt folgende Jahresfreisetzungen (mCi/a) im Normalbetrieb von Druck- bzw. Siedewasserreaktoren mit dem Abwasser an :

Reaktortyp	Cäsium-134	Cäsium-137	Kobalt-60
SWR 1000 MW	78	166	153
DWR 1000 MW	102	231	108

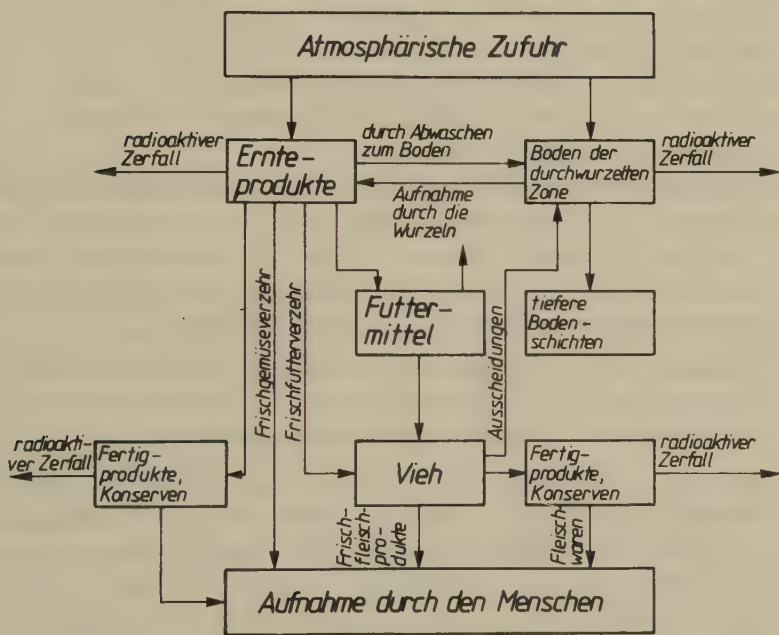
Für den Fall von Großunfällen oder Störfällen in Kernkraftwerken soll es gemäß Deutscher Risikostudie Kernkraftwerke zu folgenden Cäsiumfreisetzungen kommen können (Abschätzung aus Annahmen zum Kerninventar bei einem 1300 MWe Druckwasserreaktor beim Abbrand von 10 000, 19 600, 33 500 MWd/t Uran in jeweils 1/3 des Reaktorkerns).

Tab. 2 Freisetzung von ^{134}Cs und ^{137}Cs (Ci) aus 1300 MWe DWR (nach D R S 80)

Voraussetzung	Cäsium-134	Cäsium-137
Kernschmelze mit Leck (Ø 300 mm) im Sicherheitsbehälter (Freisetzungskat. 2)	$4 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$
Kernschmelze mit Leck (Ø 80 mm) im Sicherheitsbehälter (Freisetzungskat. 3)	$0,6 \cdot 10^6$	$0,3 \cdot 10^6$
Beherrschter Kühlmittelverlustunfall (Freisetzungskat. 8)	0,29	0,15
	Freisetzung in der Größenordnung von Jahresnormalbetriebsfreisetzungen	

2.4 Die Rolle des Transfers von Cäsium vom Boden zur Pflanze bei der Abschätzung der Belastung des Menschen durch Freisetzen aus kerntechnischen Anlagen

Zur Ermittlung der Dosisbelastung von Bevölkerungsgruppen durch Emissionen kerntechnischer Anlagen ist es notwendig, das Eindringen von Radionukliden in terrestrische Nahrungsketten zu untersuchen.



Flußdiagramm atmosphärisch freigesetzter Radionuklide über verschiedene Nahrungsmittelpfade bis zur Aufnahme durch den Menschen.

[nach Boone 1981]

Kontrolliert oder unkontrollierbar atmosphärisch oder wässrig freigesetzte Radionuklide können auf vielfältige Weise der Ingestion durch Tier und Mensch zugeführt werden. Abb. 3 zeigt in Form eines Flußdiagramms Möglichkeiten der Zirkulation von radioaktiven Stoffen in der Biosphäre bis in Nahrungsmittel, die zum menschlichen Verzehr dienen.

Cäsium-Isotope haben einen hohen Anteil am Spektrum der von Leichtwasserreaktoren freigesetzten Nuklide (s. 2.3 Freisetzungen in die Biosphäre aus Reaktoren).

Nach dem in B M I 1979 verwandten Modell umfaßt die Summe der Freisetzungen der Isotope ^{134}Cs und ^{137}Cs über die Luft bis zu 35% des Nuklidspektrums, über das Abwasser bis zu 50% des Nuklidspektrums im bestimmungsgemäßen Betrieb.

Einmal in einem Gemisch von Spalt- und Korrosionsprodukten aus einem Kernkraftwerk oder Wiederaufarbeitungsanlage in die Natur gelangt, gewinnt ^{137}Cs mit zunehmendem Alter im Vergleich zu den übrigen, teilweise kurzlebigen Anteilen, steigende Bedeutung für die Belastungspfade

Ingestion von kontaminiertem Futter durch Nutztiere sowie

Ingestion von kontaminiertem Lebensmittel.

Bedeutende Belastungspfade sind die Bewässerung von Viehweiden mit kontaminiertem Oberflächenwasser sowie die Bewässerung von Feldern zur Erzeugung pflanzlicher Nahrungsmittel.

Die maximale jährliche Aufnahme A_r des Nuklids r durch Personen durch den Verzehr von Milch oder Fleisch bzw. durch den Verzehr von pflanzlichen Produkten wird durch 'Rechenmodelle für interne Exposition' in der Richtlinie: "Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer" des Bundesministers des Innern von 1979 (BMI 1979) beschrieben.

Die maximale Aufnahme durch Konsum von Milch bzw. Fleisch wird durch Gleichung 6.2.41 beschrieben ,die ein Produkt

- der Verzehrmenge des kontaminierten Lebensmittels
- der Einzelnuklidkonzentration im Fließgewässer
- des Transferfaktors vom Futter der Kuh zur Milch oder zum Fleisch

sowie

der Summe der direkten Nuklidablagerung auf der Weidepflanze
+ der Anreicherung des Nuklids im Boden und seinem
Transport in die Weidepflanze
darstellt.

2.5 Rechenmodelle für interne Exposition durch Ingestion

Bei längerer Nuklidanreicherung im Boden mit im Laufe der Zeit abnehmender direkter Nuklidablagerung auf der Pflanzenoberfläche, gewinnt die Höhe des Nuklidtransfers, beschrieben durch den Transferfaktor T_r^{Pf} vom Boden zur Pflanze ,merklichen Einfluß auf die Höhe der jährlichen maximalen Aufnahme A_r .

Der Transferfaktor Boden - Pflanze als Überföhrungsgröße stellt das Verhöltnis zwischen Nuklidkonzentration im eßbaren (oder freßbaren) Pflanzenteil in Bq/kg Frischgewicht zur Nuklidkonzentration im luftgetrockneten Boden (Bq/kg) dar.

Dieses Konzentrationsverhöltnis (Pflanzenfrischmasse / Trockenboden) wird für Cäsium Isotope im folgenden als $TF_{Cs,f}$ bezeichnet.

2.5.1 Maximale jährliche Aufnahme durch den Expositionspfad

Berechnung: Wasser - Futterpflanze - Tier - Milch, Fleisch

Modell der Allgemeinen Berechnungsgrundlagen (BMI 79)

$$A_r = U^{Ml, Pl} \cdot C_r^{Fließ} \cdot I \cdot T_r^{Ml, Pl} \left[\underbrace{\frac{W \cdot N_r}{Y^{Wd} \cdot \lambda_{eff}^{Pl}} \cdot [1 - \exp(-\lambda_{eff}^{Pl} \cdot t_W^{Wd})]}_{\text{direkte Ablagerung auf der Weidepflanze}} + \underbrace{\frac{W \cdot T_r^{Fl} \cdot t_R}{P \cdot \lambda_r \cdot 365} [1 - \exp(-\lambda_r \cdot t_{Bo})]}_{\text{Anreicherung im Boden und Transport in die Weidepflanze}} \right]$$

- $U^{Ml, Pl}$: der Jahresmilchkonsum in l bzw.
 $C_r^{Fließ}$: der Jahresfleischkonsum in kg,
 die Aktivitätskonzentration des Nuklids r im Fließge-
 wässer (in Bq/l (Ci/l))
 I : die tägliche Aufnahme von Frischfutter in kg/d (Naß-
 gewicht),
 $T_r^{Ml, Pl}$: der Transferfaktor von dem aufgenommenen Futter
 - zur Milch der Kuh in Bq/l Milch pro Bq/d (Ci/l Milch pro
 Ci/d) bzw.
 - zum Fleisch der Kuh in Bq/kg Fleisch pro Bq/d (Ci/kg
 Fleisch pro Ci/d),
 W : die Berechnungsrate in $\frac{1}{m^2 \cdot s}$,
 N_r : die anteilige Nuklidablagerung auf der Pflanze,
 Y^{Wd} : Bewuchsdichte von Weidepflanzen in kg/m² (Naß-
 gewicht),
 λ_{eff}^{Pl} : die effektive Zerfallskonstante in s⁻¹ = $\lambda_r + \lambda_{Pl}$,
 λ_r : die physikalische Zerfallskonstante,
 λ_{Pl} : die biologische Verweilkonstante auf wachsenden
 Weidepflanzen,
 t_W^{Wd} : die Zeit bis zum erneuten Abweiden desselben Weide-
 stücks bzw. Berechnungszeit während der Vegetations-
 zeit der Pflanze in s,
 T_r^{Fl} : der Transferfaktor Boden-Pflanze,
 t_R : die Zahl der Tage im Jahr, an denen berechnet wird,
 P : die Massenbelegung des Bodens in Pflugschartiefe
 in kg/m²,
 t_{Bo} : die gesamte Zeit für die Anreicherung im Boden in s,

Für die Einzelgrößen der oben zitierten Gleichung werden in den Anhängen der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage" Zahlenwerte zur Verwendung empfohlen, sofern keine orts-spezifischen Werte für einzelne Standorte kerntechnischer Anlagen bekannt sind. Die meisten Faktoren stellen also nur Annäherungen an standortspezifische Größen dar.

Bei der Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion die der Berechnung der maximalen jährlichen Nuklidaufnahme folgt, wird von einer Standzeit der kerntechnischen Anlage von 50 Jahren und einer mittleren Expositionszeit des Menschen von ebenfalls 50 Jahren ausgegangen.

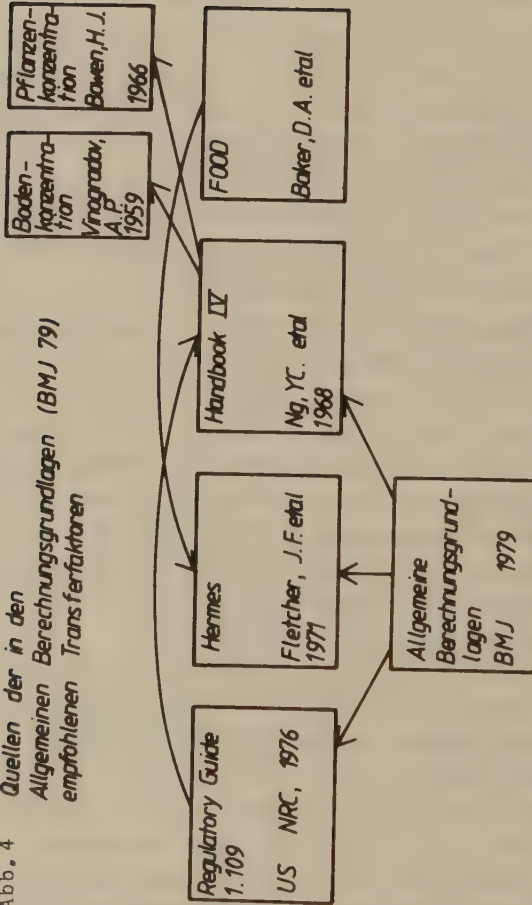
Erscheint auch bei vergleichsweise niedriger bis kaum meßbarer Radioaktivitätsfreisetzung durch moderne Kernkraftwerke eine sehr genaue Quantifizierung des Übergangs einzelner radioaktiver Stoffe, die einmal in den Erdboden gelangten, in die darauf wachsenden Pflanzen von minderer Bedeutung zu sein, so gilt dies nicht mehr für Kontaminationen in gehobenem Umfang (s. Freisetzungen in die Biosphäre).

Das BMI 79 - Modell zur Aktivitätsaufnahme durch Ingestion mit nachfolgender interner Exposition geht auf das US- Regulatory Guide 1.109 zurück. Als dessen Weiterentwicklung stellen Boone, Ng, Palms 81 ein modifiziertes Modell vor. Sie berücksichtigen darin neue Pflanzen- und Viehdaten (translocation Faktor, Frisch- und Trockenerträge, Transferfaktoren Boden- Pflanze, Pflanze - Fleisch, Verzehrraten des Viehs) zum großen Teil artenspezifisch. Außerdem berücksichtigen sie zeitliche Verzögerungen im Ablauf der Nahrungskette vom Wachstum des Produkts bis zum Verzehr durch den Verbraucher ebenfalls nahrungsmittelspezifisch.

Diesedifferenziertere Berechnungsweise ergibt im Vergleich zum einfacheren Vorläufermodell im Mittel niedrigere potentielle Aktivitätszufuhren bis zu Faktor 40 für alle Nuklide über alle Belastungspfade außer für ^{137}Cs ; für dieses wichtige Nuklid ergibt das Modell 10% höhere Aktivitätszufuhren. Eine exemplarische ^{137}Cs -Aktivitätszufuhrberechnung über den Verzehr von Kohl nach altem und verbessertem US- Modell unter gleichen äußeren Bedingungen hinsichtlich Aktivitätszufuhr unter Verwendung der jeweiligen numerischen Parameter wird im Anhang II gezeigt. In Kap. 8 findet sich eine Modellrechnung, die Unfallfolgedosen bei variiertem Transfer zeigt.

Abb. 4

Quellen der in den
Allgemeinen Berechnungsgrundlagen (BMJ 79)
empfohlenen Transferfaktoren



2.6 Transferfaktor - Wertebereich in der Literatur

Obwohl bekannt ist, daß Transferfaktoren Boden - Pflanze unterschieden nach in Frage kommenden Elementen , stark von Boden- und Pflanzenart des jeweils betrachteten Standorts abhängig sind (Schwankungen um bis zu 4 Größenordnungen kommen vor, F r a n k e 81), ist für alle Pflanzen auf allen Böden jeweils nur ein Empfehlungswert angegeben. Die Herkunft dieser Transferfaktoren aus amerikanischen Quellen (N g 68, B a k e r 76, F l e t c h e r 71 , R e g u l a t o r y G u i d e 76) basiert nicht auf experimenteller Ermittlung , sondern entstammt einer Kette von Literaturverweisen, an deren Ende Elementkonzentrationen in meist englischen Pflanzen (B o w e n 66) durch Elementkonzentrationen in typischen russischen Ackerböden (V i n o - g r a d o v 59) dividiert werden (s. Abb. 4 :Quellen der von der Strahlenschutzkommission empfohlenen Transferfaktoren, B o i k a t 78).

In der Literatur sind Experimente mit Böden und Pflanzen zur Ermittlung von Transferfaktoren berichtet. Die experimentelle Bestimmung der Konzentrationsfaktoren erfolgte

- durch Gefäßversuche in Gewächshäusern oder unter natürlichen Klimabedingungen
- durch Freilandexperimente mit Tracern
- durch Freilandprobenahme in von Kernwaffenfallout betroffenen Gebieten

mit Böden unterschiedlichster Eigenschaften (Nährstoffversorgung, Korngrößenspektrum, Gehalt an organischen Bestandteilen etc.) sowie vielfältigen Pflanzenspezies oder Pflanzengesellschaften. Es ergaben sich TF- Werte großer Schwankungsbreite. Für 5 wichtige Nuklide sind solche Werte für einige Pflanzen und Pflanzengruppen in Tab. 3

(F r a n k e , B o i k a t , R a t k a 81) mit den Empfehlungswerten aus Anhang 8 der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage" verglichen. Die Empfehlungswerte bewegen sich durchweg am unteren Ende des Wertebereichs.

Nuklid	Pflanzengruppe	Schwankungsbreite	BMI
Cs	Blattgemüse	0,0075 - 0,9	} 0,05
	Gras	0,00068 - 14	
	Kartoffeln	0,023 - 0,16	
	Klee	0,004 - 33	
	Wurzelgemüse	0,0025 - 0,15	
Co	Vegetation	0,002 - 0,5	0,0094
Ru	Vegetation	0,000004 - 0,15	0,01
Sr	Blattgemüse	0,08 - 7,8	} 0,2
	Gras	0,01 - 9,8	
	Kartoffeln	0,015 - 0,38	
	Klee	0,22 - 7,4	
	Wurzelgemüse	0,055 - 21	
Zn	Vegetation	0,015 - 24	0,4

(F r a n k e , B o i k a t , R a t k a 81)

Tab. 3 : Transferfaktoren Boden- Pflanze nach Literatur-
werten

Für das Element Cäsium entwickelte sich der Transferfaktor in den Entwürfen zu der als Richtlinie vorgelegten "Allgemeinen Berechnungsgrundlage"

von	$1 \cdot 10^{-2}$	+	1976
über	$2 \cdot 10^{-3}$		1977
zu	$5 \cdot 10^{-2}$		1979

B i e s o l d 80 fand in der Literatur Transferfaktoren für Weidevegetation (auf Trockengewicht der Pflanze bezogen) von $7 \cdot 10^{-4}$ - 4,6, was auf Frischgewicht bezogen etwa $1,4 \cdot 10^{-4}$ - 0,92 entspricht.

Experimentell ermittelte Faktoren aus mit den in dieser Arbeit dargestellten vergleichbaren Versuchen ergaben im Mittel:

$1 \cdot 10^{-3}$	-	$1 \cdot 10^{-1}$	F ü h r 1979
$6 \cdot 10^{-2}$			H e i n e 1979
$2 \cdot 10^{-2}$			H a n d l 1980

Es erscheint daher angebracht, daß die Empfehlung eines festen Transferfaktors für Genehmigungsverfahren kern-technischer Anlagen nicht als sinnvoll zu betrachten ist. Eher sollte ein Schwankungsbereich angegeben werden, da sonst die zu erwartende Strahlenbelastung als Folge besonders unplanmäßiger Freisetzungen zu stark unterschätzt werden könnte.

Wegen zahlreicher unumgänglicher Unzulänglichkeiten bei der experimentellen Ermittlung von Transferfaktoren Boden-Pflanze, schlagen v a n D o r p et al 1979 vor, die Nuklidkonzentration im eßbaren Pflanzenteil unter Eingabe von sicherer bestimmbarer boden- und pflanzenabhängigen Größen (Adsorption von Nukliden an der festen Bodenphase, Bodentiefe der Hauptnährstoffversorgung, Feldkapazität und Bodendichte, Transpirations- und Selektivitätskoeffizient, ober- und unterirdischer Pflanzenenertrag, Nuklidfraktion, die in die eßbaren Pflanzenteile transportiert wird) zu errechnen. So wird zwar der Konzentrationsfaktor umgangen, fraglich bleibt jedoch, ob nicht die Verknüpfung von zahlreichen, meßfehlerbehafteten Parametern, deren Bestimmung

+ Wert aus dem Regulatory Guide 1.109 (1976). N g 1979 beurteilt diesen Wert für Pflanzen auf mittel- bis fein-strukturierten Böden als zu hoch, für Grünfütterpflanzen, Salat, Weizen und Kartoffeln in grobstrukturierten Böden als zu niedrig.

nicht ohne bodenkundlich experimentellen Aufwand möglich ist, einen hohen Gesamtfehler des Ergebnisses verursacht. Angewandt wurde das unkonventionelle Modell zur Berechnung der Nuklidkonzentration in eßbaren Pflanzenteilen nach hypothetischen Großunfällen kerntechnischer Anlagen und nach radioaktiven Freisetzungen aus in Salzdomen gelagerten hochradioaktiven Abfällen. (v a n D o r p 79)

2.7 Transfersituation bei Dauerweiden

Das Verhalten von deponiertem, radioaktivem Cäsium auf dem Boden von Dauerweiden wird u.a. von B a r b e r 64, R u s s e l 66, R i t c h i e 72, H e b e l 73 als besonders bemerkenswert beachtet. Die generelle Tendenz des Cs, sich durch eine Fixierung im Kristallgitter von Tonmineralien in der oberen Bodenschicht der Pflanzenaufnahme weitgehend zu entziehen, soll auf Dauerweiden durch eine ausgebildete organische Auflageschicht, die nur bei natürlich gealtertem Dauerbewuchs ausgebildet wird, behindert werden. Die flachwurzelnde Weidevegetation soll so das von der organischen Schicht absorbierte, aber noch nicht fixierte Cs 1 - 2 Jahre nach der Ablagerung noch gut verfügbar haben. Dies kann durch Staunässesituationen noch verstärkt werden (P e n d l e t o n 60, B a c h u d a r o v 73), da die Ausbildung der organischen Oberschicht und die aufgestaute Feuchtigkeit wechselwirken. Bei der Beurteilung der Bodenfeuchte für den Radionuklidtransfer kommt es auf den Größenordnungsbereich des Wassergehalts des Bodens an: K a r a v a e - v a 71 fand bei Experimenten mit Bodenfeuchtigkeit im Größenordnungsbereich normaler Witterungsschwankungen keinen Einfluß dreier unterschiedlicher Feuchtigkeitsgehalte auf die Pflanzenaufnahme. Erst bei standortbedingt aufgestautem Wasser auf Weiden kann die Änderung der Pflanzenaufnahme in Richtung einer Verstärkung einsetzen.

Die Pflanzen - Nuklidaufnahme ist in der Realität ein komplexer Prozess von Wurzelaufnahme + Pflanzenbasisaufnahme + Stengel-
aufnahme + Blattoberflächenaufnahme, der nur modellmäßig in die Schritte

- Aufnahme aus dem Boden durch den unterirdischen Pflanzenteil
- Aufnahme von atmosphärischen Ablagerungen durch den oberirdischen Pflanzenteil

zerlegt werden kann.

2.8 Faktoren, die die pflanzliche Nährstoffaufnahme aus dem Boden beeinflussen

Bei der Aufnahme von mineralischen Nährstoffen aus dem Boden und deren Transport und Verlagerung in der Pflanze bestehen nach S u t c l i f f keine grundlegenden Differenzen in der Aufnahme von Elementen, die für die Pflanzenernährung von Bedeutung sind, und solchen, die als unbedeutend angesehen werden können. Auch im Bezug auf Absorption und Transport kann zwischen Makronährstoffen und Spurenelementen oder Schadstoffen kein klarer Unterschied gesehen werden, jedoch stellt die geringe Spurenelementkonzentration im Boden Verfügbarkeitsprobleme auf.

Der Ionentransport in der Pflanze geschieht mit dem Xylemsaft vom Wurzelsystem oder auch von der cuticulären Pflanzenoberfläche nach oben. Vorhandensein von Wasser ist bei allen Aufnahmevorgängen Grundvoraussetzung. Träger können Cytochrome, Lecithin, Ribonucleinsäuren und Proteine sein.

Im allgemeinen nehmen die Pflanzen Spurenelemente aus dem Boden in anorganischer ionischer Form auf, unter Umständen kann es auch dazu kommen, daß organische Komplexe besser aufgenommen werden (z.B. Fe, Mn, Zn in kalkreichen Böden als Chelate). Dabei ist nicht geklärt, ob der gesamte Komplex aufgenommen wird, oder ob das Metall an der Wurzeloberfläche separiert wird.

H i l l 69 legt die wichtigsten biologischen Einflussfaktoren, die den Transfer von Stoffen aus dem Boden zur Pflanze regulieren, dar. Sie sind in ihrer Gültigkeit unabhängig von Boden- und Pflanzenart.

Die folgenden Parameter sind sowohl für Makronährstoffe als auch für essentielle und nicht essentielle Nährstoffe oder Schadstoffe - wie z.B. Cäsium - von Bedeutung:

- die absorbierende Wurzeloberfläche
- die Konzentration an im Boden vorhandenem aufzunehmendem Stoff und die Konzentration von Konkurrenzionen. In der Bodenlösung ist sie u.a. pH - abhängig, deshalb gibt es für die meisten Ionen einen optimalen pH - Bereich.

- das Ausmaß der Nährstoffnutzung: junge, wachsende Pflanzen absorbieren intensiv, während Pflanzen im Stadium des vegetativen Verfalls über die Wurzeln Stoffe ausscheiden können.
- Der aktive Aufnahmeprozess ist stoffwechselabhängig und somit abhängig vom Stärke- und Zuckergehalt der Wurzel, d.h. Mangel an Belüftung verzögert die Wasser- und Salzaufnahme ebenso wie eine niedrige Umgebungstemperatur.
- Für den passiven Aufnahmeprozess entscheidend sind die Transpirationsrate der Pflanze und der Feuchtigkeitsgehalt des Bodens.

Hinzu kommen noch das Wachstumsstadium der Pflanze, die Dichte der Ansaat, die Pflanzenspezies und weitere Umgebungsbedingungen.

Das Problem der teilweisen Verfügbarkeit von im Boden vorhandenen Spurenelementen wird von L o n e r a g a n vom Begriff her problematisiert, da der Terminus "verfügbar" nicht erlaubt, zwischen dem Beitrag von Bodenfaktoren zur Versorgung der Pflanzenwurzel mit Nährstoffen und pflanzlichen Einflüssen auf die Nährstoffaufnahme aus dem Boden zu unterscheiden.

Die Aufnahme aus dem Boden wird daher unter 3 Voraussetzungen betrachtet, das sind :

- 1) die Bedingungen, die den Übergang von Spurenelementen aus der festen Phase zur Bodenlösung kontrollieren,
- 2) die Bedingungen, die die Absorption von Spurenelementen durch die Pflanze aus der Lösung beeinflussen und
- 3) die Bedingungen, die die Wechselwirkung zwischen Boden und Pflanze beeinflussen.

Zwar können bei Spurenelementaufnahmeversuchen, wie es Radionuklidtransferexperimente letztendlich sind, wohldefinierte Randbedingungen eingehalten werden[§], es entziehen sich jedoch eine Reihe von komplexen ökologischen

Wechselwirkungen dem Zugriff und der Kontrolle wie z.B. Wurzelwachstum oder biologische Aktivität des Bodens. Dies gilt besonders für den zwar realistischen aber schwer reproduzierbaren Freilandversuch oder für Großgefäße unter Freilandbedingungen.

Für das generelle Vorkommen von Spurenelementen oder Nährstoffen in der festen Phase des Bodens gelten Kombinationsformen der folgenden unterschiedlichen Möglichkeiten :

- Als Salz oder Oxid niedergeschlagen bzw. auskristallisiert angelagert an Bodenkomponenten, die so wieder gemeinsam eine Unterfraktion der festen Bodenphase bilden,
- eingeschlossen in Bodenmineralien durch Einbau während der Kristallisation des Minerals mit nur sehr langsamer Freisetzung über Verwitterungsprozesse (Bedeutung der Tonminerale z.B. gegenüber Cäsium),
- oberflächlich angelagert an den Austauschkomplex des Bodens, d.h. an Tonminerale, Oxide, Humus mit sehr leichtem Austausch ,
- als Bestandteil in biologische Materialien eingebunden und durch Mineralisierungsprozesse oder Mikroorganismen freigesetzt, sonst unlöslich .

Bei der Bestimmung der verfügbaren Fraktion des interessierenden Spurenelements im Boden werden nur die schnell ablaufenden Vorgänge erfaßt, in einigen Böden können die langsam ablaufenden Vorgänge jedoch erheblich zur Pflanzenaufnahme beitragen.

Die Ausprägung der Pflanzenwurzeln hat starken Einfluß auf die Aufnahme, sie wird aber auch maßgeblich durch das Vorkommen bestimmter Spurenelemente geformt.

Pflanzenausscheidungen wie organische Säuren, Aminosäuren und freie Wasserstoffionen können die Abgabe von Spurenelementen aus den Bodenkolloiden beeinflussen.

\$ Die Konzentration begleitender Nähr- und Schadstoffe, die chemische Form und ihre Veränderung durch Chelatbildner oder organische Substanz, variierender pH und E_h oder das Redoxpotential des Bodens werden im radioökologischen EG-Programm benannt (E G 1979).

Durch die Pflanzenausscheidungen besitzt die Pflanze ein gewisses Selektionsvermögen für Ionen, die sie braucht. Durch diese Exkretionen kann die Aktivität der Mikroorganismen angeregt werden, die wiederum förderlich auf den Transfer wirken (W i t k a m p 76).

2.9 Gefäßversuche zur Transferfaktorermittlung

In der vorgelegten Arbeit sollte standortspezifisch für das norddeutsche Dauerweidegebiet in der Wesermarsch der Transfer von Cs vom Boden in die Weidevegetation untersucht werden. Aus Strahlenschutzüberlegungen kommt der Einsatz radioaktiver Tracer nur im Gefäßversuch in Frage, wenn kein unter Langzeitkontrolle stehendes, erheblichen Aufwand erforderndes Freilandversuchsareal benutzt werden kann. Da nach den Empfehlungen im Forschungsprogramm der Commission of the European Communities 1979 Transferversuche mit Tracerkonzentrationen angestellt werden sollen, die den Verhältnissen unter Umweltbedingungen entsprechen, kann davon ausgegangen werden, daß Gefäßversuche mit nicht mehr als $522 \text{ Bq} \approx 14 \text{ nCi}$ pro Schale eher in den Bereich tatsächlicher Kontaminationen kommen, als frühere in der Literatur berichtete Versuche (vergl. Andersen 67 mit $10 \mu\text{Ci/kg}$ Boden z.B.).

Die Vergleichbarkeit von Gefäßversuchen mit der natürlichen Transfersituation ist von vornherein allerdings begrenzt, da

1. die konstanten Temperatur- und Berechnungsverhältnisse sich von den sprunghaften Veränderungen in der Natur entfernen
2. die Reichweite der Pflanzenwurzeln durch die vorgegebene Behältergröße beschränkt ist
3. die Wachstumszeit begrenzt ist
4. frisch eingesäte, im Entwicklungsstadium befindliche Pflanzen betrachtet werden und ihre pflanzensoziologische Zusammensetzung anders als im Freiland ist
5. die in der Natur auf Dauerweiden ausgebildete organische Oberschicht sich erst nach jahrelangem Wachstum unter Viehbeweidung ausbildet
6. die biologische Aktivität in Gestalt von Kleinlebewesen (Regenwürmer, Tausendfüßler etc.) i.a. fehlt
7. die Düngung durch die Exkremente der Tiere während der Weideperiode fortfällt .

Diese Punkte gelten vor allem unter Gewächshausbedingungen sowie für Gefäße mit geringer Bodenmasse.

Besser an Freilandverhältnisse angenähert sind daher Versuche mit Originalbodensäulen, die in Behältern unter Freilandbedingungen gehalten werden können. Die Nachteile Punkt 1. und 4., 5. entfallen für solche Lysimeter- oder Monolithversuche, \$ die Punkte 2. und 6. werden abgemildert. Allerdings sind selbst Großgefäßversuche nicht für Langzeitversuche ($t > 2 - 3$ Vegetationsperioden) geeignet, da selbst bei genügender Ersatzdüngung ein Vegetationsrückgang bzw. eine deutliche Änderung der Vegetationszusammensetzung zu beobachten ist (Steffens 81).

Da die Einrichtung von Großgefäßversuchen aber erheblich aufwendiger ist als die Einrichtung und Unterhaltung von kleineren Topfversuchen, bleibt die Einsatzmöglichkeit begrenzt.

\$ In der experimentellen Bodenkunde wird zwischen Einfüll- lysimetern und Monolithlysimetern als Großgefäßversuchstypen unterschieden. Bei Monolithlysimetern handelt es sich um Bodensäulen, die so im Experiment weiterverwendet werden, wie sie in der Natur ausgehoben wurden. Bei Einfülllysimetern wird vermischter Boden in Großgefäße (0,5 - 2m tief) gefüllt.

3. Das Untersuchungsgebiet: Die Wesermarsch

Als **W e s e r m a r s c h** wird die aus Marschen und Randmooren bestehende Landschaft beiderseits der Unterweser von Bremen bis zur Nordsee zwischen dem Rücken der Wesermünder Geest im Osten und der Oldenburger Geest im Westen bezeichnet. Es handelt sich um ein weites, flaches, praktisch waldloses und vorwiegend als Grünland genutztes Gebiet des mittelfeuchten, maritimen Klimabereichs. Seine Oberfläche liegt zwischen +2m und -1,5m NN.

Die Wesermarsch entstand während des Holozäns. Durch den Meeresspiegelanstieg wurde das trichterförmige, nach NW erweiterte Urstromtal der Weser mit Schlick aufgefüllt. In Stillstands- und Regressionsphasen vermoorten tiefergelegene Landschaftsteile, sodaß heute viele Marschböden schlicküberschichtete Torfhorizonte aufweisen (Organomarsch). Vor dem Abschluß umfangreicher Eindeichungsarbeiten wurde das Gebiet von wiederkehrenden Überschwemmungskatastrophen heimgesucht und teilweise der landwirtschaftlichen Nutzung wieder entzogen. Große Teile des Untersuchungsgebiets, der heutigen Wesermarsch, standen so noch während des späten Mittelalters unter Wasser.

Gegenüber Aueböden werden Marschböden als solche Böden abgegrenzt, die unter dem Einfluß der Gezeiten im täglichen zweimaligen Wechsel der Überflutungen aus den Wässern der Flüsse und des Meeres durch Sedimentation entstanden sind und einen mehr oder weniger feinschichtigen Aufbau der Profile aufweisen (K u n t z e 65). Ausgangsmaterial der Marschböden ist also ein carbonat- und sulfidhaltiges Sediment mit primärer organischer Substanz. Verschieden starke Gezeiten und die unterschiedlichen Anlandungsorte verursachen dabei eine ungleichmäßige Schichtung; feinsandreichere Schichten wechseln mit ton- und schluffreicheren ab. In Abhängigkeit vom Anlandungsort, dem angelandeten Material, dem vorherrschenden Sedimentationsmilieu (Salz- und Carbonatgehalt des Wassers) sowie der Zeit entstand eine Vielzahl unterschiedlicher Böden. Zur Klassifizierung

der Marschböden liegen zwei unterschiedliche Konzeptionen vor. Die morpho-genetische Konzeption von Br ü m m e r / S c h r o e d e r 68 ist eine Weiterentwicklung der rein temporal-genetischen Einteilung der Böden in Roh-, Jung-, Alt- und Knickmarsch (S c h e f f e r , S c h a c h t s c h a b e l). Bei der Bodenkartierung Schleswig-Holsteins sind die Marschen in Kalk-, Klei-, Knick- und Torfmarsch eingeteilt worden (S c h r o e d e r , B r ü m m e r 68). Bei der Kartierung Niedersachsens wurde nach der regional-geografischen Konzeption von M ü l l e r gearbeitet (M ü l l e r 70). M ü l l e r unterscheidet je nach Sedimentationsraum: marinem (mit vorherrschender Na-Sorption)
brackischem (vorherrschende Mg-Sorption)
fluvialen (mit vorherrschender Ca-Sorption)

- Seemarsch
- Brackmarsch
- Flußmarsch
- Organomarsch
- Moormarsch .

Die Benennung der untersuchten Böden der Wesermarsch richtet sich daher nach dieser Einteilung. Die Standorte der Probenahme sind aus der Karte in Abb. 5 ersichtlich.

Die W e s e r m ü n d e r G e e s t schließt östlich des Weserlaufs unmittelbar an die Wesermarsch an. Die wellig bis hügelige Geestlandschaft ist aus eiszeitlichen Sedimenten unterschiedlichen Alters entstanden (Altmoränen). Dort vorherrschende Bodentypen sind Podsol, Parabraunerde, saure Braunerden und Gleye. Zur Untersuchung wurde ein Ackerpodsol herangezogen.

Abb.5 Lage der Probenahmeorte/Versuchsstellen im Untersuchungsgebiet in den Landkreisen Wesermarsch/Wesermünde



3.1 Charakterisierung der untersuchten Marschböden

3.1.1 SEEMARSCH Grönland, Treuenfeld

SMa

Typisch ausgeprägte Seemarsch. Strukturstabiler Boden.

Der A_h - Horizont (0-35 cm, Monolith : 0-27 cm) ist krümelig bis polyedrisch, stark durchwurzelt und schwach kalkhaltig. G_o - (35-75 cm) und der G_{or} - Horizont (> 75 cm) haben ebenfalls ein polyedrisches Gefüge. Der schwarzbraune bis braungraue Boden weist Rostflecken auf, ein Hinweis auf die schwankenden Wasserverhältnisse. Ab Tiefe 75 cm ist der Boden stark kalkhaltig.

Der Schluffanteil liegt mit 47% sehr hoch, ebenfalls hoch ist der Anteil organischer Substanz mit einem C-Gehalt von 4,2% (entspricht etwa 7,2% Humus) im Oberboden und 2,0% im Unterboden.

Bezeichnend für die vorliegende Seemarsch ist die hohe Ca-Sättigung der Tone und das Vorkommen freier Carbonate in Ober- und Unterboden. Ca beträgt 88% der Basensättigung. Dispergierende Kationen wie Na haben hier im Vergleich zu den Brackmarschböden einen geringen Anteil an der Basensättigung. Das Ca/Na- Verhältnis ist daher entsprechend weit- 40 : 1 (vergleiche Stollhammer Brackmarsch 8: 1).

Wasserdurchlässigkeit wegen Gefügestabilität.

Die Nährstoffvorräte sind sehr hoch: Ca	1400 mg/kg
K	2060 mg/kg
Mg	2900 mg/kg
P	760 mg/kg

Die Summe der austauschbaren Basen liegt mit 39 mval/100 g Boden weit über der aller anderen Böden (übrige Marschböden: 20 - 30 mval/100g; Ackerpodsol 9,8 mval/100g). Das austauschbare Kalium ist mit 1,2 mval/100 g Boden ähnlich hoch, wie das der Brackmarsch und des Ackerpodsols. Aufgrund des hohen K- Vorrats ist die K- Nachlieferung groß.

SEEMARSCH - Grönland, Treuenfeld

Horizont	Tiefe (cm)	pH (KCl)	Carbonat (%)	C (%)	Sand >63µm (%)	Schluff 2-63µm (%)	Ton <2µm (%)	Austausch- bare Kat- ionen (mval/100g)	Ca/Na	K _{ex} (mval/ 100g)	K _{ges} (mg/100g)
Ah	0-35	6,1	0,1	2,4	7,5	47,0	45,5	39,9	40	1,2	2060
Go	35-75	6,9	1,8	1,3	4,8	48,8	46,4	39,7	37	1,2	1624
Gor	> 75	7,0	3,1	0,7	4,7	47,2	48,1	38,5	30	1,2	2180

Profilbeschreibung

Ah kalkfrei, stark durchwurzelt, krümelig/polyedrisch
 Go Strukturabsonderungen, rostfleckig, kalkhaltig
 Gor rostfleckig, kalkhaltig

(G e b h a r d t, G i a n i 81)

3.1.2 BRACKMARSCH

BrMa

Übergangsbrackmarsch - Stollhamm

Der Oberboden weist gegenüber dem Unterboden ein günstigeres Gefüge auf. Das Ca/Na - Verhältnis liegt bei 8 : 1 ; die Na- Belegung des Sorptionskomplexes ist wesentlich höher als bei der Seemarsch. Im Unterboden steigt der Na- Anteil an und verringert das Verhältnis auf 6: 1 (Na 9-11%, Mg 26-28%). Der Boden lagert sehr dicht (Knick!).

Die Rostfleckigkeit des A_n- Horizonts läßt auf wechselfeuchte Wasserverhältnisse schließen, was durch den hohen Schluffanteil und den dichten Untergrund bestärkt wird.

Die Nährstoffverhältnisse sind insgesamt nicht ganz so günstig wie bei der Seemarsch, da, wie der niedrige pH-Wert zeigt, bereits eine Entbasung stattgefunden hat. Der Ca- Gehalt liegt mit 200 mg/kg (vergl. Seemarsch 1400 mg/kg) wesentlich niedriger, sein Anteil an der Basensättigung beträgt nur noch 67%. Die Vorräte an Kalium und Phosphat liegen im oberen Bereich.

Die Kationenaustauschkapazität ist die niedrigste der fünf untersuchten Marschböden, ist aber mit 18 mval/100g Boden immer noch um den Faktor 2 größer als die des Ackerpodsols. Der Gehalt an austauschbarem Kalium ist verhältnismäßig hoch und liegt bei 1,7 mval/100 g.

Abschließend betrachtet ist es ein zumindest zeitweilig staunasser, stark versauerter Boden (Dwg- Horizont, enges Ca/Na - Verhältnis. Die Nährstoffvorräte sind hoch.

Tab. 5

ÜBERGANGSBRACKMARSCHE - Stollhamm

Horizont	Tiefe (cm)	pH (KCl)	Carbonat C (%)	Sand >63µm (%)	Schluff 2-63µm (%)	Ton <2µm (%)	Austausch- bare Kat- ionen (mval/100g)	Ca/Na K _{ex} (mval/ 100g)	K _{ges} (mg/100g)
Ah	0-20	5,0	---	4,9	14,4	55	32	18,8	8 1,7 1400
Go	20-50	4,5	---	1,4	12,7	54	33	24,2	6 1,9 1800
Gr	> 50	6,1	0,1	0,3	17,4	54	29	23,4	6 1,7 1660

Profilbeschreibung

Ah schwach humos, bräunlich, rostfleckig

Go tonig, schwacher Knick, Dwog Horizont, dicht, Wurzeln in Klüften

Gr tonig, schluffig, grau

(Gebhardt, Giani 81)

Kalkbrackmarsch bis allgemeine Brackmarsch -
Havendorf, Hartwarden

Die Brackmarschböden von Havendorf und Hartwarden sind hinsichtlich Aufbau, Gefüge und Nährstoffverhältnissen ähnlich zu beurteilen.

Der pH- Wert des Oberbodens liegt leicht über dem von Stollhamm, ist aber noch als verhältnismäßig sauer einzustufen, das Verhältnis Ton : Schluff ist hier weit : 19% Ton : 60 % Schluff bzw. 26% Ton : 50% Schluff. Zum Unterboden hin engt es sich allerdings ein. Die Na- Belegung der Sorbenten ist geringer, die Ca- Anteile an der Basensättigung dagegen etwas höher, sodaß das Ca/Na- Verhältnis im Oberboden bei 17 - 22 liegt.

Beide Böden lagern dicht ($1,5 - 1,6 \text{ g/cm}^3$) - der Wasser und Lufthaushalt kann durch Staunässe unausgeglichen werden. Wurzeln und Regenwurmgänge (Havendorf) reichen noch bis in 60 cm Tiefe.

Die Anteile organischer Substanz sind mit 3,1 - 4,5 % C im Oberboden und mit 1,5% C im Unterboden geringer als bei der Seemarsch.

Die Nährstoffvorräte liegen zwischen der Seemarsch und der Stollhammer Übergangsbrackmarsch, auffällig ist der geringste Wert an austauschbarem Kalium der Hartwardener Brackmarsch. Insgesamt gesehen sind es schluffreiche, gut durchwurzelte Böden mittlerer Wasserdurchlässigkeit (hoher Schluffanteil, entbast) mäßiger Versauerung und hoher Nährstoffvorräte.

Tab. 6

KALKBRACKMARSCH bis ALLGEMEINE BRACKMARSCH - Hartwarden

Horizont	Tiefe (cm)	pH (KCl)	Carbonat (%)	C (%)	Sand >63µm (%)	Schuff 2-63µm (%)	Ton <2µm (%)	Austausch- bare Kat- ionen (mval/100g)	Ca/Na K _{ex} (mval/ 100g)	K _{ges} (mg/100g)
Ah	0-20	5,1	---	1,8	19,5	54,1	26,4	20,8	17	1,0 1440
Go	20-60	5,2	---	0,9	19,9	49,3	30,8	27,4	22	1,1 1420
Gor	> 60	6,9	2,8	0,4	16,2	52,1	31,7	30,6	32	1,2 1630

Profilbeschreibung

Ah schwach humos, bräunlich, stark durchwurzelt, Rostflecken

Go rostfleckig, Wurzeln, polyedrisches Gefüge

Gor kalkhaltig, Schnecken, Muscheln

(Gebhardt, Giani 81)

Die Organomarsch ist ein aus dem Nieder_moor entstandener Boden, dessen Oberboden durch zeitweilige Überschlickung mit ton- und schluffreichem Material durchsetzt worden ist.

Der A_h -Horizont ist dunkel (0-22 cm), stark humos (26% C = 45% organische Substanz) und zu 55% mit anorganischer Substanz hohen Schluffanteils durchsetzt (50% Schluff : 4,5% Ton).

Es folgt bis in 37 cm Tiefe der Übergangshorizont A_{hT} aus stark zersetztem grauschwarzem Torf (97,4% organisches Material, 2,6% anorganisches Material). Darunter schließt sich schwarzer, zersetzter Niedermoorortorf an. Dieser Horizont befindet sich bereits auf der Höhe des Grundwasserspiegels.

Da Niedermoorortorfe unter eutropnen Bedingungen entstanden sind, sind sie verglichen mit Hochmoortorfen Ca und N reich. Der hohe Anteil anorganischen Materials erhöht die Nährstoffvorräte zusätzlich. Im A_h -Horizont sind die Gesamtgehalte an K und Mg durchaus mit den Marschen vergleichbar. Die Phosphatvorräte sind jedoch mit 162 mg/kg sehr gering (Marsch : 700- 800 mg/kg). Die Verhältnisse im Unterboden weichen davon stark ab: Die K-Vorräte sind um den Faktor 3 geringer, auch Mg , Ca und vor allem P (8mg/kg) gehen deutlich zurück.

Der pH-Wert ist niedrig aber typisch für organische Böden. Die Kationenaustauschkapazität ist bedingt durch den hohen Anteil organischer Substanz außerordentlich hoch. Bezeichnend ist eine hohe Ca- Sättigung der Austauscher, welche bekanntlich eine hohe Selektivität gegenüber zweiwertigen Kationen einnimmt und gegenüber einwertigen Kationen weniger selektiv ist.

Das austauschbare Kalium liegt in der Größenordnung anderer Marschböden (=3%) .

ORGANOWARSCH - Frieschenmoor

Horizont	Tiefe (cm)	pH (KCl)	Carbonat (%)	C (%)	Sand >63µm (%)	Schluff 2-63µm (%)	Ton <2µm (%)	Austausch- bare Kat- ionen	Org. Sub. C·1,7	K _{ex} K _{Ges} (mval/ 100g)
Ah	0-22	4,9	---	26,6	45	52	4,5	72,1	45,8	0,9 1160
Ah/T	22-37	4,5	---	56,5	-	-	-	85,7	97,4	0,8 40
TN	> 37									

- 33 -

Profilbeschreibung

Ah dunkel humos, tonhaltig, graue Tonklümpchen

Ah/T stark zersetzter Torf, schwarz - grauer Übergangshorizont

TN schwarz, zersetzter Niedermoorortorf

(Gebhardt, Giani 81)

3.2 Charakterisierung des untersuchten Geestbodens

3.2.1 ACKERPODSOL

Loxstedt

AckPod

Ausgangsmaterial ist steiniger, sandiger Lehm bis lehmiger Sand. Die Horizontierung des vormals daraus entstandenen Podsoles (Humusauflage (O_1-O_f), Oberboden (A_h), Bleichhorizont (A_e) und Illuvialhorizonte (B_h, B_s) ist aufgrund zeitweiliger Ackernutzung zerstört.

Der Oberboden bis 40 cm Tiefe besteht aus stark humosem A_p (p = Pflug, bearbeitet) Horizont bis 25 cm, darauffolgend aus vermengtem Material der alten Elluvialhorizonte (A_e) und stauwassergeprägtem Illuvialhorizont (B_g) .

Ab 40 cm folgt heller Sand, das Ausgangsgestein.

Wasserdurchlässigkeit und Durchwurzelbarkeit sind bei diesem lehmigen Sandboden im Vergleich zu den Marschböden außerordentlich hoch.

Die Nährstoffvorräte sind dagegen sehr begrenzt

(mehr als 80% Sand, 5% Ton und 5,7% Organische Substanz) :

Ca	200 mg/kg
Mg	266 mg/kg
K	440 mg/kg
P	124 mg/kg

Die Summe der austauschbaren Kationen ist ebenfalls um den Faktor 2-3 geringer als die der Marschböden. Nur das austauschbare Kalium liegt mit 1,2 mval/100g Boden in vergleichbarer Größenordnung.

Die Bindungskapazität und -intensität für Kationen ist also gering, die Auswaschverluste des Bodens hoch (gute Wasserdurchlässigkeit). Indiz dafür ist auch der geringe pH-Wert.

ACKERPODSOL - Loxstedt

Horizont	Tiefe (cm)	pH (KCl)	Carbonat C (%)	Sand >63µm (%)	Schluff 2-63µm (%)	Ton <2µm (%)	Austausch- bare Kat- ionen (mval/100g)	K _{ex} (mval/ 100g)	K _{ges} (mg/100g)
Ap	0-25	4,5	---	3,3	84,6	10,1	5,3	9,8	440
Bg+Ae	25-40								
C	30-50	4,7	---	0,5	95,8	3,5	0,7	5,8	240

Profilbeschreibung

Ap, Bg+Ae

stark humoser Oberboden, Reste des Bg-Horizonts mit Ae Material vermischt
heller Sand

C

(Gebhardt, Giani 81)

3.3 Radionuklidtransferbeeinflussende Bodeneigenschaften der Untersuchungsstandorte

3.3.1 Gefüge und Wasserleitfähigkeit

Im Gegensatz zu den meisten anderen Böden der Bundesrepublik (z.B. Parabraunerden und Podsole) ist der Tongehalt der untersuchten Marschböden generell sehr hoch (30 - 50 %). See- und Brackmarschböden sind ton- und schluffreiche Böden mit aggregiertem, meist polyedrischem Gefüge (s. Abb. 15 des Profilaufschnitts eines Seemarschstandorts).

Die Porengrößenverteilung ist gefüge- und bodenartabhängig, damit verbunden sind die Wasserhaltekapazität, die Wasserleitfähigkeit und der Anteil luftgefüllter Poren. So sinkt der Grobporenanteil mit steigendem Ton- + Schluffanteil des Bodens. Hohe Ton- und Schluffanteile bewirken, daß bei Wasserzufuhr der Boden aufquillt, dagegen bei Trockenheit Schrumpfrisse bildet und verhärtet. Der Anteil grober, gut wasserableitender Poren verändert sich stark mit dem Wassergehalt. Entsprechend starken Schwankungen unterliegen Wasser- und Lufthaushalt. Das Ausmaß des Quellungs- und Schrumpfungsprozesses hängt einerseits von der Höhe der Ton- ($< 2\mu\text{m}$) und Schlufffraktion (2-63 μm), dem Verhältnis dieser Fraktionen zueinander, sowie von der Höhe der organischen Substanz und den Eisenoxiden ab (beide erhöhen die Strukturstabilität, indem sie die einzelnen Partikel miteinander "verkleben", mithin das Aufquellen oder Auseinanderdrängen der Partikel durch Wasser verhindern).

Hierbei ist die Kationenbelegung des Tons selbst von großer Bedeutung.

Ca- und Mg-Ionen, die an den Tonmineralien sorbiert sind, bewirken eine Flockung der Tonaggregate. Das Gefüge wird dadurch ähnlich stabilisiert, wie durch die organische Substanz und die Oxide. Na- Belegung der Tone hingegen zeigt die gegenteilige Wirkung, nämlich eine starke Dispergierung der Tonteile bei Wasserzufuhr. Die Stabilität des Bodengefüges

läßt sich also in etwa anhand des Ca/Na- Verhältnisses der austauschbaren Kationen ablesen. Ist es hoch, so läßt dies auf ein stabiles Gefüge schließen, ist es niedrig, überwiegen dispergierende Prozesse. So hat die Seemarsch mit 40 ein sehr weites Ca/Na- Verhältnis, die dichtlagernde Brackmarsch Stollhamm hingegen mit 8 ein charakteristisch enges.

Da der Schlufffraktion die Möglichkeit der Bindung von Kationen und des Ausflockens fehlt, neigt ein stark schluffhaltiger Boden zu Dichtlagerung und Verschlammung, d.h. je höher der Schluffanteil ist, desto weniger wasserdurchlässig und untätiger ist der Boden. Hohe Anteile an organischer Substanz wirken dem entgegen und schwächen den negativen Einfluß der Schlufffraktion auf das Bodengefüge ab.

Rostfleckigkeit im Boden ist ein Zeichen für Wechselfeuchte mit vorherrschend oxidierenden Prozessen. Das Eisen wird unter reduzierenden Bedingungen gelöst und bei Luftzufuhr wieder oxidiert und somit ausgefällt. Das geschieht oft entlang von alten Wurzelbahnen, die so gleichzeitig stabilisiert werden und als schnell drainierende Poren den Lufthaushalt verbessern.

Die Betrachtung von Gefüge, Gefügestabilität und Wasserdurchlässigkeit ist für das Ausmaß der Tiefenverlagerung des Cäsiums von Bedeutung.

Jehöher die Wasserdurchlässigkeit, desto besser kann der Boden ausgewaschen und Cs verlagert werden. Außerdem kann es entlang ausgeprägter Schrumpfrisse vorkommen, daß bei heftigen Regenfällen Tonpartikel mit sorbiertem Cs in tiefere Bodenschichten eingeschlämmt werden.

Dichtlagernde, wenig wasserdurchlässige Böden neigen eher zur Staunässebildung mit allen transferrelevanten Konsequenzen (gehemmte Umsetzung, Stengelbasisaufnahme, Grastorfbildung, s. P e n d l e t o n, U h l e r 60).

Der Geestboden besitzt ein lockeres Einzelkorngefüge, welches lediglich im Oberboden durch die verklebende Wirkung des Humus leicht krümelig ist. Seine Wasserdurchlässigkeit ist daher sehr hoch.

Bei Moorböden nimmt die Wasserleitfähigkeit mit steigendem Zersetzungsgrad des Torfes ab und wird dann einem feinporenreichen Torfboden ähnlich. Die anorganischen Anteile der Organomarsch setzen die Durchlässigkeit zwar gegenüber einem reinen Moorboden etwas herab, sie liegt aber immer noch weit über der eines Marsch-, vor allem Brackmarschbodens.

Bewegungen des Bodenwassers sind Voraussetzungen für den Radionuklidtransfer aus dem Boden zur Pflanze, dadurch gewinnen Bodengefüge und Wasserleitfähigkeit ihre Bedeutung.

3.3.2 Sorptionsverhalten

Cäsium wird, wie das chemisch ähnliche Kalium vor allem an Tonmineralien stark gebunden, während die organischen Austauscher es nur schwach zu binden vermögen und eine stärkere Selektivität für zweiwertige Kationen, hier vor allem Ca und Mg zeigen.

Wichtiges Kriterium für das Sorptionsverhalten und die Sorptionsintensität des Cäsium ist nicht nur der absolute Tongehalt, sondern die im jeweiligen Boden vorherrschenden Tonmineralarten. Sie sollten daher bei der Beurteilung der Kationenaustauscheigenschaften und damit des Nuklidtransfers Boden - Pflanze der anderen Böden nicht außer Acht gelassen werden.

Die in den Marschböden vorherrschenden Dreischichttonminerale sind Illite und Smectite. Zu der Gruppe der Smectite werden alle Übergangstonminerale sowie Montmorillonit und Vermiculit gezählt.

Kalium-verarmte Illite sind randlich aufgeweitet und damit anderen Kationen zugänglich. Die Zwischenschichtpositionen sind durch fixiertes Kalium dagegen fest geschlossen. Smectite hingegen haben aufgrund ihrer stärkeren Verwitterung eine geringere Ladungsdichte und größere Basisabstände. Die in den Zwischenschichtenpositionen sorbierten Kationen sind mehr oder weniger vollständig austauschbar.

Während Oberfläche und Seitenflächen der Tonminerale kaum Selektivität für Cäsium aufweisen, besitzen Zwischenschichtpositionen (v.a. bei Smectiten) und Randpositionen (v.a. bei K-verarmten Illiten, K-gesättigten Smectiten) eine sehr hohe, allerdings von Basisabstand, K-Sättigung und Zeit abhängige Selektivität (T a m u r a, J a c o b s 60).

Für die untersuchten Marschböden ergaben röntgenografische Untersuchungen (G e b h a r d t et al 81) folgende Tonmineralzusammensetzung und kristallografische Eigenschaften der in größeren Mengen vorhandenen quellbaren (aufweitbaren) Tonminerale :

Tab. 9

Boden	Tonmineralart Illit Smectit (%)		Basisabstand (Å) bei Belegung			Rücktausch von Cs mit (%)	
			Ca	K	Cs	Ca	K
Seemarsch	30-40	60-70	14,7	11-13	16-18	22	38
Brackmarsch	50	50	14,0	12-14	12-17	47	74

Der Ton der Fluß- und Seemarschen im Untersuchungsgebiet besteht zu mehr als der Hälfte aus stark quellbaren Dreischicht-Tonmineralen = Smectiten, während die Brackmarschböden etwa zu gleichen Teilen Illite und Smectite enthalten, die bei Calciumbelegung weniger stark aufweiten. Es ergibt sich eine klare Abfolge der intrakristallinen Aufweitung mit zweiwertigen Kationen in der Reihenfolge

Brackmarsch < Flußmarsch < Seemarsch, die auf einen zunehmenden "Verwitterungsgrad" der Tonminerale hinweist.

Gravierende Unterschiede ergaben sich dagegen hinsichtlich der Austauschigenschaften für einwertige Kationen (K, Cs).

In Abhängigkeit vom Verwitterungsgrad der quellbaren Dreischichttonminerale liegt ein unterschiedliches Kontraktionsvermögen und Aufweitungsverhalten der Smectite in den unterschiedlichen Böden vor :

Die Basisabstände werden bei K-Belegung in der Reihenfolge Brackmarsch - Flußmarsch - Seemarsch kleiner, während die Basisabstände bei Cs-Belegung in der genannten Reihenfolge zunehmen. Diese Aufweitung und damit "Sperrwirkung" durch die großen Cs-Ionen erfolgt umso mehr, je stärker die Tonminerale verwittert sind. Die Bindung der Cs-Ionen erfolgt also an spezifischen Bindungspositionen der Zwischenschichträume der Smectite, während K-Ionen an K-verarmten Illiten fixiert werden.

In engem Zusammenhang mit den oben genannten Tonmineraleigenschaften stehen Austauschbarkeit sorbierter Kationen und damit das Transferverhalten der Nuklide.

Rücktauschversuche Cs-gesättigter Tonminerale der See- und Brackmarsch ergaben, daß mit Kalium 38% des sorbierten Cs der Seemarsch und 74% des sorbierten Cs der Brackmarsch wieder freizusetzen gelang.

Die bei den Transferversuchen mit ^{134}Cs erzielten tendenziell höheren Transferwerte der Brackmarsch gegenüber der Seemarsch finden also eine Erklärung in dem hohen Anteil Cs-fixierender Smectite der Seemarsch.

3.3.3 Ionenkonkurrenz um die Cs-Aufnahme

Um die Pflanzenaufnahme konkurriert Cs mit dem chemisch ähnlichen Nährstoff Kalium. Die Pflanze zeigt aber eine deutliche Selektivität gegenüber K. Bei Böden gleichen Tongehalts und gleichen Gehalts an organischem Material wird daher ihr K-Gehalt als entscheidende Größe für die Verfügbarkeit von Cs für die Pflanze angesehen. Die Rolle des Kalium-Bodengehalts für die Cs-Pflanzenverfügbarkeit wurde daher in der Literatur ausführlich behandelt (S c h u l z 60, R u s s e l 67, A n d e r s e n 67 , H e b e l 73). Einen Zusammenhang zwischen K- Armut und erhöhtem Cs-Transfer fand W i e c h e n 1972.

Für die Marschböden des Untersuchungsgebiets sind hohe Gesamt-Kaliumgehalte (1140 - 2060 mg/100 g) und austauschbare Kaliumwerte (K_{ex} 1,2 - 1,5 mval/100 g) charakteristisch.

K u n t z e 65 führt zur K - Fixierung auf Illit-reichen Marschböden aus, daß die Marschböden durch ihren inhärenten K-Reichtum ein hohes chemisches und physikalisches Nachlieferungsvermögen besitzen. Dies ist auf die Eigenschaft abwechselnden Quellens und Schrumpfens durch die spezifischen aufweitbaren Tonminerale der jungen Sedimente zurückzuführen. Ein Marschboden mit einer Dichte von $1,35 \text{ kg/dm}^3$ und 33% Ton mit 50% Illitanteil enthält bis zu 1 m Tiefe 135 t/ha illitisch gebundenes Kalium, davon werden jährlich nur 12 kg/ha freigesetzt. Mit zunehmendem Alter nimmt der K-Gehalt der Illite ab und K-Fixierung sowie Austauschkapazität zu.

So kann also von vornherein auf Dauerweiden in der Marsch, im Vergleich zu anderen Dauerweiden, geringer Transfer vom Boden zur Pflanze erwartet werden.

3.4 Beurteilung der untersuchten Böden bezüglich ihres Transferverhaltens im einzelnen

3.4.1 See-, Brackmarsch

Der hohe Ton- und Schluffgehalt der Marschböden sowie hohe Anteile Cs-fixierender Smectite läßt auf eine große Bindungskapazität und -intensität für Cäsium schließen. Das austauschbare Cs wurde mit 1 N Ammoniumacetatlösung bestimmt und ergab für

Seemarsch	2,0% (vergl. K_{ex} 2,9%)
Übergangsbrackmarsch	3,5% (vergl. K_{ex} 2,7%) .

Die Verteilung des Cäsiums im Boden dürfte allerdings nicht homogen erfolgen, da die Dichte der Aggregate ein stärkeres Eindringen Cs-haltiger Lösung verhindern; die Cs-Sorption wird daher zunächst vermutlich stark an Randbereichen der Aggregate erfolgen. Eine Wanderung des Cs an Orte höherer Bindungsintensität durch Desorptions- und Resorptionsvorgänge ist zu erwarten. Die Cs-Verfügbarkeit wird daher mit der Zeit abnehmen.

Da die Kaliumvorräte groß sind, der Boden mithin nicht so schnell an Kalium verarmt wie Sandboden, kann sich - bedingt durch die langsamere Gleichgewichtseinstellung - das Verhältnis Cs/K langfristig zugunsten des Kaliums verschieben.

Hohe Bindungsintensitäten für Cs und geringe Wasserdurchlässigkeit dieser Böden erklären die im Vergleich zu Organomarsch und Ackerpodsol geringe Tiefenverlagerung des Cs (s. Kap.7, Monolithversuche).

3.4.2 Organomarsch

Bezüglich der Höhe des Transferfaktors Boden - Pflanze liegt die Organomarsch sehr dicht bei den anderen Marschunterarten. Das entspricht angesichts ihres hohen organischen Anteils nicht der Erwartung, da auf Moorböden im Freiland i.a. erhöhter Transfer beobachtet werden konnte. Diesbezüglich kann angenommen werden, daß die auf solchen Böden verbreitete Staunässesituation, die ein ausschlaggebender Faktor für verstärkten Boden - Pflanzenübergang sein kann, im Gewächshausversuch schwer simulierbar ist. Trotz gleicher Bewässerung aller Gefäßversuche, zeigte die Beobachtung bei den Organomarschschalen schnellere Austrocknung des Bodens. Die Verdunstungsverluste waren bedingt durch die tiefschwarze Färbung hoch im Vergleich zu den Marsch- und Ackerpodsolschalen, die ein größeres Wasserhaltevermögen zeigten. Im Freiland würde normalerweise ein Ausgleich durch Wassernachlieferung aus tieferen Schichten erfolgen, da der Grundwasserspiegel mit rund 40 cm unter der Vegetationsdecke sehr hoch liegt.

Geringe Tongehalte im Oberboden und Bindungsintensität der organischen Austauschere sowie starke Wasserdurchlässigkeit bedingten eine ausgeprägte Tiefenverlagerung im Monolithversuch. Die Kaliumvorräte und das austauschbare Kalium des Oberbodens lagen durchaus mit den Werten der anderen Marschböden vergleichbar hoch. Im Unterboden nimmt der K-Vorrat jedoch rapide ab, sodaß bei ungenügender Ersatzdüngung sich das Verhältnis K/Cs zugunsten des Cs verschieben kann.

3.4.3 Ackerpodsol

Bezüglich der Höhe des Transfers von Cäsium steht der Ackerpodsol an erster Stelle der untersuchten Bodentypen. Da Cs nur wenig gebunden wird und der Boden äußerst wasserdurchlässig ist, wird das Cs außerdem schnell tiefer verlagert, ebenso wie es für Pflanzen gut verfügbar ist (austauschbares Cs : $Cs_{ex} = 11\%$). Da der Boden außerdem schnell an K verarmt (geringe Vorräte) verschiebt sich das Verhältnis Cs/K mit der Zeit in Richtung Cs.

3.5 Landwirtschaftliche Nutzung des Untersuchungsgebietes



Abb. 6 Standweide in Betriebsnähe für Milchvieh
Einfriedung durch Grabensysteme

Zur Einordnung der gewonnenen Ergebnisse in den agrarwirtschaftlichen Gesamtzusammenhang sind Bewirtschaftungserhebungen im Butjadinger Raum in Zusammenarbeit mit Landwirten und der Landwirtschaftskammer Oldenburg, Landbauaußenstelle Brake, vorgenommen worden. Sie zeigten, daß dieser Raum zu den intensiv genutzten Grünlandregionen der BRD gehört.

98% der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) sind absolutes Grünland. Vorherrschender Betriebstyp ist der Milchvieh - Aufzucht - Mastbetrieb mit durchschnittlich 25 Milchkühen und 30 ha Nutzfläche (93% der Betriebe halten Rindvieh, 78% sind Milchviehhalter und 15% reine Mäster).

Die Intensität der Grünlandbewirtschaftung drückt sich im Verhältnis Tier: LN aus (Tiere gerechnet in GVE=Großvieheinheit= 500kg Lebendgewicht).

Das Verhältnis liegt bei 2 GVE/ha durchschnittlich, kann jedoch stark schwanken, ohne daß dies mit einer bestimmten Betriebsgröße korreliert werden könnte.

Das Grünland wird als Mähweide genutzt; üblicherweise erfolgen 1-2 Schnitte für Heu bzw. Silagegewinnung.

Standweiden werden nur auf betriebsfernen Weiden für Jungvieh eingerichtet. Etwa 7-8% der Flächen werden jährlich umgebrochen, um ortsübliche Weidelgras dominierte Wiesen neu anzusäen.

Die durchschnittliche Gesamtjahresleistung einer guten Mähweide liegt bei 100 bis 120 dtHeu/ha bei einer Düngung von 200kg Reinstickstoff/ha (dies entspricht umgerechnet 4100 KStE/ha).

Im Butjadinger Land findet die außergewöhnliche Methode der Weideeinfriedung durch breite Gräben und Siele, die gleichzeitig Be- und Entwässerungsaufgaben erfüllen können, verbreitete Anwendung. Die Sedimentablagerungen auf der Sohle dieser Gräben werden periodisch entfernt, heute meist durch maschinelle Aufreinigungsverfahren. (s. Abb. 18, S. 85)

Quantitative Nuklidbestimmungen am Probenmaterial aus fallout- und Tracerversuchen mit low-level- Gammaspektrometrie

4.1 Probenvorbereitung

Zur experimentellen Transferfaktorbestimmung mit Freilandfalloutbeobachtungen, Schalenversuchen im Gewächshaus und Großgefäßversuchen unter Freilandbedingung, wurden Boden- und Pflanzenmaterial gammaspektrometrisch analysiert.

Bodenproben zur quantitativen Gammaanalyse wurden im Mörser gemahlen, luftgetrocknet und zu zylindrischen 200 g Tabletten ($\phi = 78$ mm, $h = 20 - 30$ mm) mittels einer hydraulischen Handpresse unter 16 t Druck gepreßt.

Das Pflanzenmaterial mit der geringsten spezifischen Aktivität (^{137}Cs aus dem Atomwaffenfallout), wurde zur Volumenreduzierung 6 h bei 100°C verascht.

Pflanzenmaterial aus Gewächshausversuchen und Monolithversuchen wurde zunächst getrocknet (10 h bei 80°C), dann fein vermahlen. Aus Pflanzenasche oder trockenem Pflanzenpulver wurden jeweils zylindrische 5g- Proben ($\phi = 35$ mm, $h = 5$ mm) mit 12 t druckpelletiert.

Zur Gammaanalyse wurden die Tabletten in Kunststoffolie eingeschweißt, dann zentrisch vor den Ge(Li) -Halbleiterdetektor befestigt und mit dem Detektor in die Anticomptonanordnung des jeweiligen Spektrometers hineingeschoben.

Aufgrund der geringen Aktivitäten im Probenmaterial (ausgenommen Versuchsanlage h), Gewächshausserie) wurden die Proben in einer Meßzeit von $t = 70\,000\text{ sec} \approx 19,4\text{ h}$ analysiert.

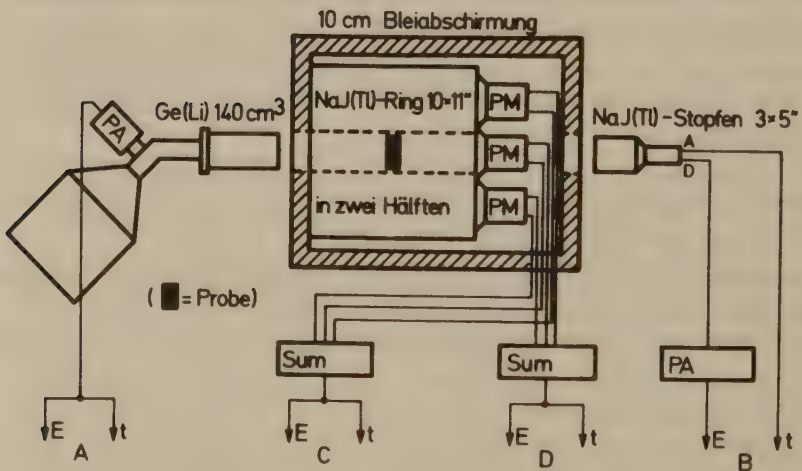
4.2 Die eingesetzten Ge(Li) -Anticomptonapparaturen

Zur Gammaanalyse konnten zeitweise 2 low-level-Gammaspektrometer eingesetzt werden, die jeweils in 10 cm Bleiabschirmung angeordnet sind.

Apparatur $\text{Ge}(\text{Li})140$

4-Detektor low-level-Gammaeßsystem aus $140 \text{ cm}^3 \text{ Ge}(\text{Li})$ -Detektor und NaJ -3-Detektor Anticomptonschirm in Antikoinzidenzschaltung, Impulshöhenspektren werden mit einem 4-K-Vielkanalanalysator im Routingverfahren aufgenommen und auf Magnetband gespeichert.

Die 1σ -Nachweisgrenze für ^{137}Cs in 5g Volumenproben beträgt bei 19,4 h Meßzeit 0,2 pCi/g (0,007 Bq/g).



$\text{NaJ}(\text{Tl})$ -Stopfen und $\text{Ge}(\text{Li})$ werden zur Messung in den Ringdetektor eingeführt. PA=Vorverstärker, Sum = Addierverstärker.

Abb. 7 Das verwendete Detektorsystem $\text{Ge}(\text{Li})140$

Details zum Detektorsystem und der angeschlossenen Signalverarbeitung sind in Bleck-Neuhaus et al 81 beschrieben.

Apparatur Ge(Li)70

Die zweite eingesetzte Apparatur ist ein low-level-Gamma-meßsystem mit vergleichbarer Nachweisgrenze (0,25 pCi/g) aus einem 70 cm³ - Ge(Li)- Detektor mit Plastikringdetektor in Antikoinzidenz.

Aktivitätsbestimmung

Die Auswertung der Gammapeaks erfolgte jeweils am Bildschirm des Vielkanalanalysators.

Die Nettopeakflächen n_p von Koinzidenzstrahlern (¹³⁴Cs, ⁶⁰Co) bestimmen sich aus den Peakintegralen in Antikoinzidenz- und Koinzidenzspektrum ($\int_{Ko}$, $\int_{Anti}$), abzüglich dem gemittelten Untergrund rechts und links der Linie (U_{rKo} , U_{rAnti} , U_{lKo} , U_{lAnti})
 $\pm$ Standardabweichung :

$$n_p = \frac{\int_{Ko} + \int_{Anti} - (U_{rKo} + U_{lKo} + U_{rAnti} + U_{lAnti})}{2} \pm \sqrt{\frac{\int_{Ko} + \int_{Anti} + (U_{rKo} + U_{lKo} + U_{rAnti} + U_{lAnti})}{4}}$$

Bei Einlinienstrahlern wird die Nettopeakfläche entsprechend allein aus dem Antikoinzidenzspektrum gewonnen.

Die Aktivität (Bq) bestimmt sich zu

$$A = \frac{n_p}{r \cdot \epsilon \cdot t}$$

wobei r = Emmissionswahrscheinlichkeit

ϵ = Ansprechwahrscheinlichkeit des Halbleiterdetektors, gammaenergiespezifisch

t = Meßzeit (sec)

Aktivitätsangaben werden in allen Kapiteln dieser Arbeit in den Meßergebnissen in Becquerel (Bq) angegeben, in modellmäßigen Abschätzungen (in Kap. 1 und 5) wird ebenfalls die in der Literatur noch überwiegend verbreitete Einheit Curie (Ci) gebraucht (1Bq = 1 Zerfall pro Sekunde = 27 pCi) .

Abb. 8 Koinzidenzgammastrahlung einer Pflanzenpresslingsprobe der Gewächshausserie
(Ackerpodsol, Serie h), 1. Ernte)

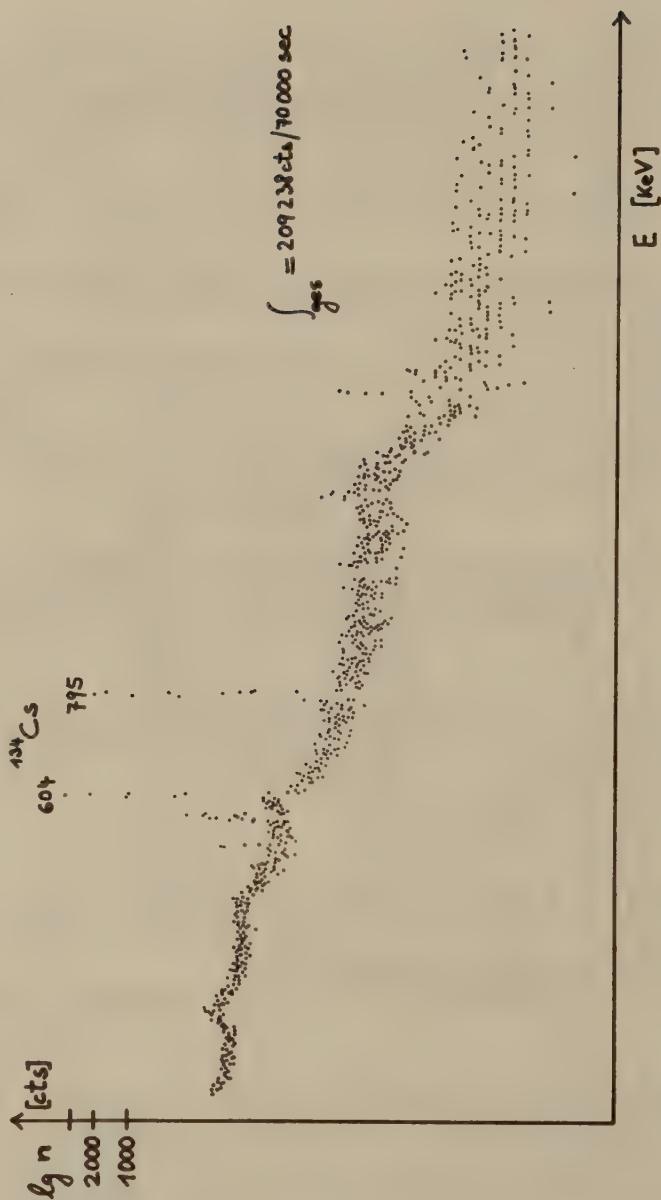
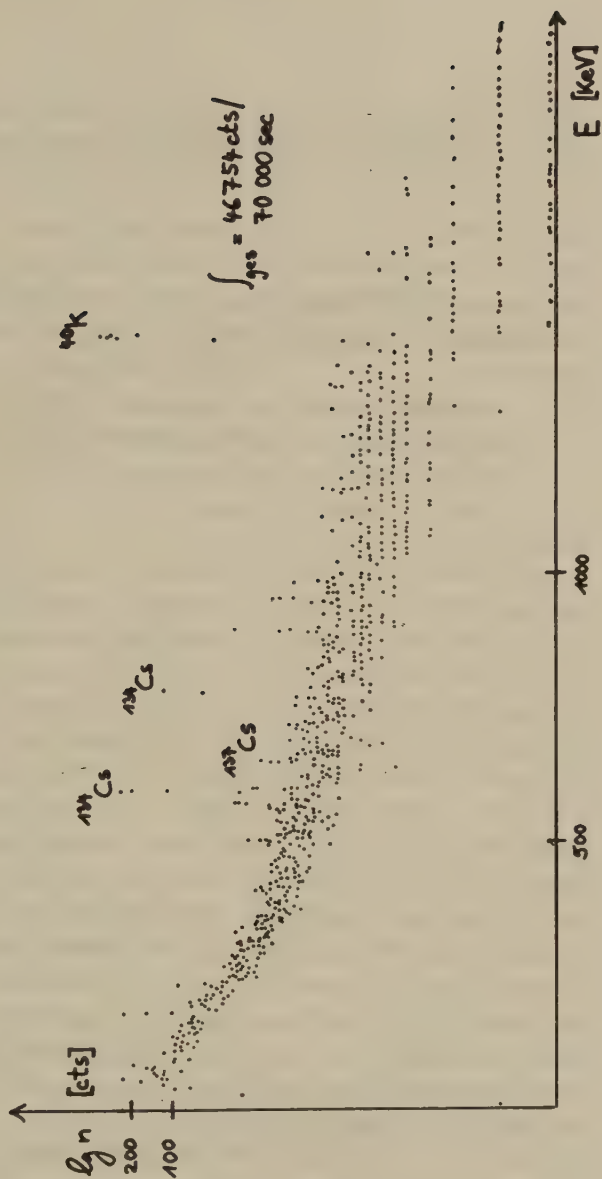


Abb. 9

Antikoinzidenzgammasktrum einer Pflanzenpresslingsprobe der Gewächshaus-
serie (Ackerpodsol, Serie h), 1. Ernte)



4.3 Ansprechwahrscheinlichkeiten (%) für Volumen- proben und nuklidspezifische Zerfallsdaten

Die in Abb. 10 dargestellten und in Tab.10 punktuell angeführten Ansprechwahrscheinlichkeiten (absolute Peak-efficiency) der beiden Ge(Li)-Detektoren für die analysierten Probenformen wurden durch efficiency- Kalibrierungen mit

- zylindrischen Probendosen, gefüllt mit PTB-Standardgammastrahlergemisch QCY 44
- KCl - Tabletten, die mit ^{134}Cs - Lösung in 0,1 n HCl präpariert waren

gewonnen.

Die mit Salztabletten bestimmten Ansprechwahrscheinlichkeiten weisen einen systematischen Fehler (s.Abb.10) zu niedrigeren ϵ -Werten bei gleichen Energien im Vergleich zu den mit Flüssigkeiten bestimmten Daten auf.

Da das PTB-Standardstrahlergemisch sowohl Isotope enthält, die Einlinienstrahler sind , als auch Isotope, die Koinzidenzstrahler sind, ist die durch die Meßpunkte gelegte Kurve mit einem Fehler behaftet. Dieser Fehler wird durch Meßpunkte bedingt, die von Koinzidenzstrahlern verursacht sind, deren Koinzidenzen nicht vollständig auflösbar sind und Summationseffekte im Spektrum ergeben. Nach PTB-Angaben ergeben sich Korrekturen dieses Fehlers von 1 - 4% bei einer ausgedehnten Volumenprobe von 11 Meßlösung.

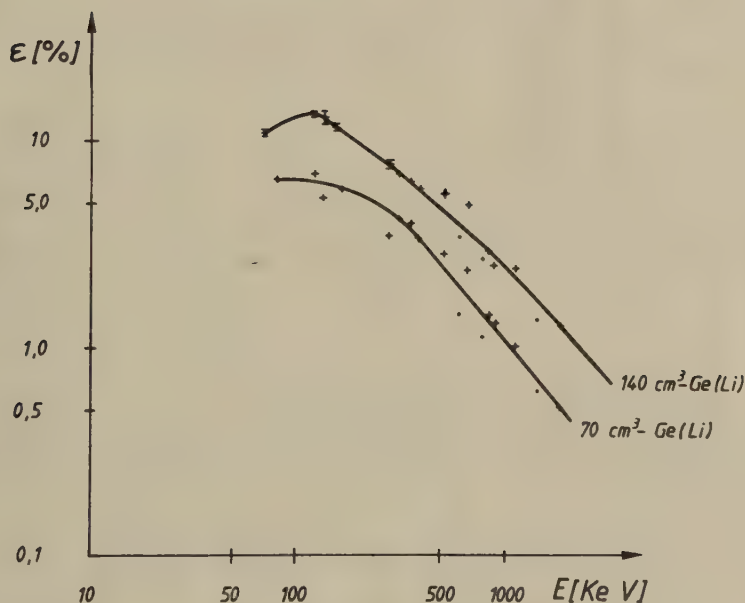
Es handelt sich um einen systematischen Fehler abhängig von der Probengeometrie, mit dem alle Probenmessungen gleich behaftet sind und der beim Vergleich von Transferfaktorwerten außer Acht bleiben kann.

In Tab.10 sind neben den Ansprechwahrscheinlichkeiten für die analysierten Nuklide deren Hauptgammalinien (keV), die Emissionswahrscheinlichkeiten (relative Häufigkeit des Zerfalls in %) sowie die Ausgangsaktivitäten zusammengestellt. Für die beiden Cs-Isotope 134 und 137 finden sich in Kap. 1 die Zerfallsschemata.

Abb.10 Ansprechwahrscheinlichkeiten ϵ (%) der Ge(Li)-Detektoren für Volumenproben (Pflanzenmaterial)

Absolute Peak-Efficiency von Volumenproben

- + - wässrige Lösung in Zylindrischen Probendosen ($\phi = 35\text{mm}$, $h = 5\text{mm}$)
- - KCl-Salz (5g) in 10ml Wasser gelöst, mit ^{134}Cs -Lösung getracert, getrocknet und druckpelletiert (Tablette $\phi 35\text{mm}$, $h = 5\text{mm}$)



Tab. 10

Charakteristische Daten der verwendeten Tracer und ausgewählte Ansprechwahrscheinlichkeiten der Ge(Li)-Detektoren für Volumenprobenformen

$E\gamma$ (keV) zur Analyse verwendete Gammaenergie
r relative Häufigkeit des Zerfalls

ϵ (%) Ansprechwahrscheinlichkeit des Detektors

A (Bq/ml) bzw. (Bq/g) Aktivitätskonzentrationen im Tracermaterial

Nuklid	$E\gamma$ (keV)	r	A	Material	ϵ (%)		
					5g Pressling Ge (Li) 70 cm ³	200 g Pressling 140 cm ³	140 cm ³
¹⁰⁹ Cd	88	0,037	3200	Strahlermischlösung	6,4	12,5	6,0
⁵⁷ Co	122	0,85	66	QCY 44 (Bq/ml)			
¹³⁹ Ce	165,9	0,80	7,5	20,8.80 , verwendet bei den Monolithver- suchen			
¹¹³ Sn	391,7	0,64	5,4				
¹³⁷ Cs	661	0,85	2480		1,7	4,1	1,7
⁶⁰ Co	1173 1332	0,99 1,0	1616		0,9 0,8	2,1 1,8	1,0
¹³⁴ Cs	604	0,98	204	aus PTB Standard-	2,0	4,2	1,9
⁴⁰ K	795 1463	0,85 0,11	29,6	lösung, 1.1.80 (Bq/ml) (Bq/g K) KCl-Salz	1,4 0,7	3,4 1,7	1,3 0,4

4.4 Transferfaktoren aus Gammaktivitätskonzentrationen von Böden und Vegetation

Bei den Freilandfalloutversuchen und den Monolithversuchen wurde Vegetations- und Bodenmaterial vom gleichen Probenahmeort analysiert und aus den Aktivitätskonzentrationen im frischmassebezogenen Pflanzenmaterial und im lufttrockenen Bodenmaterial der Quotient

$$TF = \frac{\text{Nuklidkonzentration Vegetation, frisch (Bq/kg)}}{\text{Nuklidkonzentration Oberboden, lufttr. (Bq/kg)}}$$

In Kap. 5, Tab. 15 und Kap. 7, Tab. 31 sind diese Werte aufgeführt.

Der Transferfaktor als Konzentrationsverhältnis zweier gemessener Aktivitäten kann als

$$TF = \frac{n_1 \cdot \epsilon_2 \cdot r \cdot t_2 \cdot m_2}{\epsilon_1 \cdot r \cdot t_1 \cdot m_1} \cdot \frac{n_2}{n_1} \quad \text{dargestellt werden,}$$

wobei

n_1 nachgewiesene counts in der Zählzeit t_1 bei der Probenmasse $m_1 = 5 \cdot 5g$ der Pflanzenprobe und n_2 nachgewiesene counts in der Zählzeit t_2 bei der Probenmasse $m_2 = 200g$ der Bodenprobe sind. Bei gleicher Meßzeit $t_1 = t_2$ verbleibt

$$TF = 8 \frac{n_1 \cdot \epsilon_2}{n_2 \cdot \epsilon_1}$$

Gemäß Fehlerfortpflanzung im Quotienten zweier Mittelwerte ergibt sich für den absoluten Fehler des Transferfaktors $TF_{Cs,f}$

$$S_{TF} = \frac{8}{(n_2 \cdot \epsilon_1)^2} \left[(n_1 \cdot \epsilon_2)^2 (n_2^2 \cdot s_{\epsilon_1}^2 + \epsilon_1^2 \cdot s_{n_2}^2) + (n_2 \cdot \epsilon_1)^2 (n_1^2 \cdot s_{\epsilon_2}^2 + \epsilon_2^2 \cdot s_{n_1}^2) \right]^{\frac{1}{2}}$$

wobei s_{n_1} und s_{n_2} die Fehler der Cs-Gammapeaks und s_{ϵ_1} und s_{ϵ_2} die Fehler der efficiency-Kalibrierung für die verwendeten Probenformen sind. Der anteilmäßig überwiegende Beitrag zum Fehler des Transferfaktors stammt aus dem Fehler der Bodenmessung.

Bei den Gefäßversuchen im Gewächshaus wurde die Aktivitätskonzentration im Pflanzenmaterial gemessen (^{134}Cs - Aktivität anhand des 795 keV - Peaks als Summe aus Ko- und Antikoinzidenzspektrum) und mit einer Zerfallskorrektur für den Erntezeitpunkt versehen.

Die Bodenaktivitätskonzentration wurde rechnerisch durch die eingebrachte ^{134}Cs - Aktivität / Bodenmasse im Gefäß erhalten. Bei den Versuchsgefäßen (Tiefe 10 cm) wurde davon ausgegangen, daß die eingebrachte radioaktive Lösung während des Versuchszeitraums über das gesamte Schalenvolumen verteilt wird und außer durch Zerfall keine Verluste auftreten. (Beurteilung s.S.105)

5. Ermittlung von Transferfaktoren Boden - Pflanze durch Verwendung von Cäsium-137 fallout - Messungen

Die vielfach verwendete Methode einer standortspezifischen Transferfaktorbestimmung durch Untersuchung von Boden - und Pflanzenmaterial auf ihren Gehalt an fallout - Produkten (hauptsächlich Sr und Cs) bedarf einer zeitabhängigen Bewertung.

Die Beurteilung der so errechneten Transferfaktoren als konservative Werte, da sie eine Diskriminierung zwischen Wurzelaufnahme und Blattoberflächenaufnahme nicht zulassen, scheint für aktuelle Meßwerte nicht mehr angebracht.

Vor 16 Jahren konstatierte R u s s e l, daß der Hauptanteil an fallout - Nukliden über die direkte Blattoberflächenaufnahme in die Vegetation gelangt. Dies konnte zu den Spitzenzeiten des weltweiten fallout auch deutlich gezeigt werden. K r i e g e r et al zeigten 1965 durch Abdeckversuche, daß nur 3% des gesamten Cäsium-137 - Gehalts im Grase einer Dauerweide aus dem Boden aufgenommen wurde. Zehn Jahre später bestätigte D a h l m a n n dies rückblickend mit der wohl umfangreichsten Dokumentation von Messungen zu diesem Komplex, sagt aber gleichzeitig, daß bei Fehlen von frischem atmosphärisch abgelagertem ^{137}Cs der Boden - Pflanzen Pfad die Hauptquelle seines Transports zum Menschen darstellen wird.

Abdeckversuche im Freiland mit dem Ziel der Rückhaltung von atmosphärischen Falloutablagerungen wurden 1972 sowohl von D ' S o u z a (Weide) als auch von R o h l e d e r (Grünkohl) mit Kunststoffabdeckungen ausgeführt.

Eine ungewöhnliche, unter speziellen Gegebenheiten anwendbare Methode zur Diskriminierung von Blatt- und Wurzelaufnahme von Plutonium erprobte M e c k e r 78 im Bodensäulen-

versuch: Im Einwirkungsbereich der Pu- freisetzenden Anlage Rocky Flats wurden Bodensäulen entnommen, die an der Oberfläche bereits Pu- kontaminiert waren und in einem unbelasteten Kontrollgebiet aufgestellt, um die Wurzelaufnahme zu verfolgen.

Unkontaminierte Bodensäulen wurden in das Pu- gefährdete Gebiet gestellt, um die Blattoberflächenaufnahme zu bestimmen. Hier ergaben sich höhere Konzentrationsverhältnisse, als im vorhergenannten Versuch, was besagt, daß das Gras den größten Teil über die Blattoberfläche aufnahm.

Im norddeutschen Raum wurden von H e i n e und W i e c h e n verschiedentlich Transferfaktoren für Cs unter Verwendung von Boden- und Pflanzen ¹³⁷Cs- Gehalten gewonnen.

Im Gebiet der geplanten Wiederaufarbeitungsanlage Gorleben wurde auf Podsolboden ein Faktor 0,115 (frischsubstanzbezogen) und auf lehmigem Flußniederungsboden 0,018 gemessen (H e i n e 79).

Die Autoren beurteilen diese Cs - Transferfaktoren als obere Abschätzung des Transferfaktors, da keine Diskriminierung zwischen reiner Wurzelaufnahme und Aufnahme der direkten Deposition durch die Blattoberfläche möglich ist. Durch den insgesamt starken Rückgang atmosphärischer Deposition von Radionukliden aus Atomwaffentests, muß angenommen werden, daß aktuelle Pflanzengehalte an Cäsium-137 größtenteils aus den Bodenvorräten aufgenommen werden.

5.1 Beurteilung der Methode, anhand von fallout Messungen Transferfaktoren zu ermitteln

Die Variation heutiger fallout-Cs-Transferfaktorwerte kann nicht mehr der Ablagerung frischer atmosphärischer Zufuhren zugeschrieben werden, wie im Abschnitt 'Untersuchungen am Atomwaffenfallout im Wesermarschgebiet' gezeigt wird.

In der Natur gefundene Cäsium 137 - Gehalte in Boden und Pflanzenmaterial streuen oft stark. G a r t e n fand in einem kontaminierten Gebiet Stellen stark unterschiedlicher Cs-Konzentration benachbart, woraus unterschiedliche Pflanzenkonzentrationen, die die Bodenkonzentrationen auch übertreffen können, resultieren. Im Boden 1m- benachbarte Stellen unterschieden sich in ihrem ¹³⁷Cs-Gehalt teilweise um 190%. Bei entsprechenden Gegebenheiten könnte auch bei sorgfältiger Einhaltung repräsentativer Probengewinnungsmethoden mit deutlichen Differenzen bei fallout- Transferfaktoren gerechnet werden. Es zeigte sich bei S h a r i t z et al., daß die Cs- Pflanzenaufnahme im Freiland zwar von externen Faktoren wie Cs-Gehalt im Boden, seinen Tonanteilen, Gehalt an organischer Materie im Boden, Verfügbarkeit von Kalium und anderen Kationen abhängt, sie aber auch bei identischen Böden eine Variabilität von bis $\pm 30\%$ vermutlich aufgrund physiologischer und genetischer Faktoren zeigen kann.

Für das regenreiche norddeutsche Dauerweidegebiet (Niederschläge während der sechsmonatigen Vegetationsperiode 425mm nach Landwirtschaftskammer Oldenburg 1980) kommt hinzu, daß die geringen aktuellen Zufuhren größtenteils gleich von der Blattoberfläche abgespült werden. Nach L a l i t kann man annehmen, daß sie zu ca. 75% von der Blattoberfläche abgewaschen und dem Boden zugeführt werden, L a l i t spricht von einer erhöhten Cs-Aufnahme in kühlen, feuchten Dauerweidegebieten durch verstärkte Stengelbasisaufnahme wegen der Entwicklung einer Oberflächenverfilzung des Wurzelgeflechts.

Für das Marschengebiet der Wesermündung ergaben Abdeckversuche während der Vegetationsperiode 1979 keinen signifikanten Beitrag atmosphärischer Cs 137-Ablagerungen zum Weidegrasgehalt. (Tab. 11)

Die so erhaltenen Transferfaktoren aus einem räumlich eng begrenzten Gebiet (weiteste Entfernung der Probenahmestellen 10 km, s. Abb. 5, Kap. Untersuchungsgebiet) lagen zwischen 0,01 und 0,47 (Tab. 15).

Entsprechende Messungen am Standort Wyhl/Kaiserstuhl ohne Abdeckvorrichtungen ergaben Werte von 0,01 - 0,08. In beiden Fällen wird davon ausgegangen, daß die überwiegend alten Cs-Bodenvorräte als Pool für die Pflanzenaufnahme fast ausschließlich zur Verfügung standen.

Wenn die Cs-Aufnahme aus dem Boden fast nur aus altem, lange abgelagertem fallout-Cäsium stammt, daß nur noch zum geringen Teil pflanzenverfügbar sein dürfte, sind kleine Transferfaktoren die Folge. Daher stellen aktuelle fallout-Transferfaktoren eher eine untere Abschätzung dar, als konservativ einzustufende Größen.

Sie geben mithin z.Zt. ähnliche Verhältnisse wie 20 - 30 Jahre in der Umgebung eines Emittenten nach kontinuierlicher Deposition wieder und sind daher auf die in den "Allgemeinen Berechnungsgrundlagen" (BMI 1979) geforderten Bedingungen anwendbar. Dort wird allerdings die Dosisberechnung auf die Akkumulationszeit 50 Jahre bezogen.

5.2 Untersuchungen am Atomwaffen - fallout im Wesermarsch- gebiet. Abdeckversuche im Freiland 1979/80

An mehreren Standorten der Marsch wurden 1979 und 1980 Boden und Weidebewuchs wiederholt auf ^{137}Cs untersucht (16 Nachweisgrenze am 140 cm^3 -Ge(Li)-Detektor für 5g - Proben bei 19,4 h Meßzeit: 0,007 Bq/g).

Durch Abdeckversuche im Freiland ergänzt um eine Beobachtung im Gewächshausschalenversuch mit 'altem' fallout, sollte zwischen der reinen Wurzelaufnahme aus dem alten Falloutreservoir des Bodens und der kombinierten Aufnahme sowohl über die Wurzeln als auch über die direkt kontaminierten Pflanzenteile unterschieden werden. Tab. 15 zeigt gemessene ^{137}Cs -Konzentrationsverhältnisse bei Beginn des Versuchs (v) sowie 2 Monate später neben und unter der Abdeckung (n und u). Gegenüber allen anderen erhaltenen Werten fällt der Standort Havendorf weit heraus. Aus Tab. 11 und Tab. 14 ist ersichtlich, daß bei etwa normaler Bewuchskonzentration die Bodenkonzentration extrem niedrig liegt. Nach Auskunft des Landwirts ist das bei diesen Messungen beprobte Stück Uferböschung eines Einfriedungsgrabens einer Weidefläche vor einigen Jahren mit Marschboden aufgefüllt worden, der sich zur Zeit des starken fallout unter einem Scheunendach befunden hatte.

Die in Tab. 11 aufgeführten ^{137}Cs -Grasgehalte scheinen sich zwischen abgedeckten Versuchsflächen (u) und frei exponierten Versuchsflächen (v,n) nicht signifikant zu unterscheiden. Ein Vergleich der mittleren ^{137}Cs -Gehalte abgedeckter und frei exponierter Flächen mittels des einseitigen t-Tests ($\alpha = 2,5\%$, $\nu = 26$) ergab keinen Unterschied der Cäsiumgehalte in der Vegetation.

Aus der offensichtlichen Wirkungslosigkeit der Abdeckvorrichtung zur Diskriminierung zwischen reiner Wurzelaufnahme und kombinierter Aufnahme läßt sich ersehen, daß die direkte Kontamination der Weide mit ^{137}Cs im Untersuchungsgebiet derzeit keine Rolle mehr spielt, sondern der überwiegende Anteil des Cs aus dem 'alten' Bodendepot stammen muß.

Abdeckversuche an 5 Standorten im Untersuchungsgebiet

Es wurde jeweils der Bewuchs⁺einer 1 m²-großen Fläche abgemäht. (s. Abb.). Dabei wurde die gleiche Fläche vor Anbringung der Abdeckung beprobt (v), die 1 1/2 - 2 Monate später Vegetation unter der Abdeckung (u) liefern sollte. Zum Zeitpunkt dieser Abdeckung wurde von einer benachbarten offenen Kontrollfläche ebenfalls der Bewuchs gemäht (n).

Abb. 11 Plastikabdeckung auf Holzgestell 1 x 1 m²; 0,5 m hoch



Folienabdeckungskasten mit ringsum bis auf den Boden hinabgezogener Plastikabdeckung

Die 1979/80 gemessenen ¹³⁷Cs-Aktivitäten in der Pflanzentrocken-
substanz liegen im Bereich 0,3 - 8 Bq/kg .

Im Vergleich dazu Meßwerte im gleichen Untersuchungsgebiet:

KHOSRAVI 1979	2,04 - 4,07	Bq/kg
LUFA Oldenburg 1976	2,15 - 7,25	Bq/kg

⁺ Zur Artenzusammensetzung s. Anhang dieses Kapitels

5.3 Abschätzung atmosphärischer ^{137}Cs -Zufuhr 1980

Gilt die Annahme, daß der Cs-Gehalt der Vegetation unter der Folienabdeckung aus dem Bodendepot aufgenommen wurde und nicht etwa mit dem Luftaustausch seitlich unter die Plastikabdeckung gelangt war, so müßten die Cs/K-Verhältnisse (Cäsiumgehalt zu Kaliumgehalt in der Pflanze in Bq/kg Tr.Sub. / g/kg Tr.Sub.) bei den abgedeckten Versuchsf lächen im Mittel kleiner als bei den frei exponierten Versuchsf lächen gewesen sein. Die Cs/K-Verhältnisse in den Pflanzen sind in Tab.13 aufgeführt, die K-Pflanzengehalte, ermittelt über den ^{40}K -Gehalt des Materials⁺, in Tab.12 .

Die mittleren Cs/K-Verhältnisse aller abgedeckten Versuchsf lächen wurden mit denen der frei exponierten Flächen verglichen. In der Tat zeigt der einseitige t-Test ($\alpha = 2,5\%$, $\nu = 13$) signifikant kleinere Cs/K-Verhältnis-Werte für den Untersuchungsfall der abgedeckten Versuchsf lächen. Somit ist trotz der nicht signifikanten Grasgehaltsunterschiede erwiesen, daß die Versuchsanordnung an sich zweckmäßig war, die aktuelle fallout - Zufuhr aber sehr gering gewesen sein muß.

Für den betrachteten Zeitraum Mai - August 1980 wurde der Versuch einer Abschätzung der aktuellen Zufuhr von ^{137}Cs mit dem washout zur Weidevegetation unternommen. Dazu wurden Regenwassermessungen, die im gleichen Zeitraum in Bremen durchgeführt wurden, herangezogen. Sie hatten als mittlere Aktivitätskonzentration im Regenwasser der Sommerwochen von Mai bis August $0,35 \pm 0,13$ pCi/l erbracht.

Zum Vergleich seien Angaben des Deutschen Wetterdienstes für Offenbach am Main während des gleichen Meßzeitraums genannt: $0,19 - 0,36$ pCi/l (D e u t s c h e r W e t t e r d i e n s t 81).

⁺ Das natürliche K- Isotopengemisch enthält $0,0119\%$ ^{40}K , d.h. $1 \text{ g K}_{\text{nat}}$ enthält $29,6 \text{ Bq } ^{40}\text{K}$.

Unter Verwendung des langjährigen Niederschlagsmittels von 300 mm von Mai bis August in der Wesermarsch (Agrarstrukturelle Vorplanung 80) und der Aktivitätskonzentration 0,35 pCi/l ergibt sich eine Gesamtzufuhr von $104,6 \text{ pCi/m}^2$ oder $3870,2 \text{ mBq/m}^2$.

Modellrechnung zur mittleren Monatszufuhr 1980 im Untersuchungsgebiet nach "Allgemeinen Berechnungsgrundlagen"
(BMI 79)

Bei einer anteiligen Nuklidablagerung auf der Pflanze von 25% bleiben $967,5 \text{ mBq/m}^2$ ($26,1 \text{ pCi/m}^2$).

Bei einem Frischmasseaufwuchs von 850 g/m^2 und im Mittel 3 Schnitten/Abweidungen mit insgesamt 2550 g/m^2 Frischmasseaufwuchs ergibt sich eine ^{137}Cs -Zufuhr zum Gras in den 4 Sommermonaten Mai - August von $967,5/2550 \text{ mBq/g}_f = 0,37 \text{ mBq/g}_f$ ($0,01 \text{ pCi/g}_f$).

Bei 20% Trockenmasse ergibt dies $1,9 \text{ mBq/g}_t$ bzw. $1,9 \text{ Bq/kg}_t$ ($51,3 \text{ pCi/kg}_t$).

Die Monatszufuhr Z_{Mon} wäre also: $0,475 \text{ Bq/kg}$ ($12,8 \text{ pCi/kg}$) Trockensubstanz.

Bei einem mittleren Pflanzengehalt an ^{137}Cs von $2,20 \pm 0,51 \text{ Bq/kg}_t$ ($59,4 \pm 13,8 \text{ pCi/kg}_t$) -Meßwerte aus Tab.11 - ist diese geringe Monatszufuhr nicht vom statistischen Fehler abzuheben.

Cäsium-137 Gehalte im Gras abgedeckter Flächen (u) und unabgedeckter Kontrollflächen (v,n) von je 1m², zum Vergleich 4 Werte aus dem Gewächshaus (3 Monate im Gewächshaus untergestellte Originalsoden)

Bq/kg Trockensubstanz

Probenahmeort	v 26.7.79	u 21.9.79	n 21.9.79	v	n	u	u	Gewächshaus	
								1. Schale 5.9.80	2. Schale
Havendorf	3 [±] 0,56	1 [±] 0,8	2 [±] 0,5	1 [±] 0,3 15.5.80	/	0,3 [±] 0,2 2.7.80	2 [±] 0,2	/	/
Nordenham	4 [±] 0,30	2 [±] 0,5	1 [±] 0,3	4 [±] 0,3 15.5.80	/	/	/	/	/
Stollhamm	8 [±] 0,56	2 [±] 0,4	2 [±] 0,4	1 [±] 0,3 6.6.80	/	0,7 [±] 0,4 2.7.80	2 [±] 0,2	3,2 [±] 1,2 25.8.80	8 [±] 1 25.8.80
Dedesdorf	3 [±] 0,38	2 [±] 0,4	2 [±] 0,4	/	1, [±] 0,3 15.5.80	0,8 [±] 0,2 15.5.80	2 [±] 0,2	/	/
Hartwarden	/	/	/	1 [±] 0,3 15.5.80	/	0,3 [±] 0,2 2.7.80	1 [±] 0,1	/	/
Frieschenmoor	/	/	/	/	/	/	/	2,7 [±] 1,2 25.8.80	6,5 [±] 3,1 25.8.80

Tab. 12

Kaliumgehalte des Pflanzenmaterials
Austauschbarer Kaliumgehalt des Bodens am Entnahmeort sofern vorliegend

Probennahmeort	K _{ex} , Boden (meq/kg)	K - Pflanzengehalt (g/kg Trockensubstanz)				K ^{±s} K
Havendorf	12,0	26.7.79 61,5	21.9.79 66,8 61,5	15.5.80 53,4	6.6.80 - 42,5	2.7.80 5.9.80 58,1 25.8.80 - 57,3 ^{±3,2}
Nordenham	n.b.	26,3	60,4 52,3	54,4	-	- 48,4 ^{±6,5}
Stollhamm	17,2	42,9	51,1 38,5	-	47,6 26,6	54,9 - 43,6 ^{±3,7}
Dedesdorf	n.b.	65,2	56,0 47,2	43,6 47,6	-	68,9 - 54,8 ^{±3,9}
Hartwarden	9,6	-	-	37,8	-	42,2 43,2 - 41,1 ^{±1,4}
Frieschenmoor	8,9	-	-	-	-	- 17,6 37,6 27,6 ^{±7,0}

Bei G ö t z / K o n r a d wird der ideale Kaliumgehalt des jungen Grases mit 2,2% = 22 g/kg Tr. angegeben. M a y r / K ü h n führen Gehalte von 13 - 49 g/kg Tr. auf, H e i n e / W i e t e c h e n fanden 14,6 - 43,4 g/kg Trockensubstanz.

Tab. Cs/K Verhältnisse (Bq/kg Trockensubstanz / g/kg Trockensubstanz) im Aufwuchs abgedeckter Flächen (u) und unabgedeckter Kontrollflächen (v, n), je 1 m²

Probennahmeort	v 26.7.79	u 21.9.79	n 21.9.79	v	n	u	u 5.9.80	u ⁺	
Havendorf	0,049	0,015	0,032	15.5.80 0,019	-	2.7.80 0,007	0,034	-	-
Nordenham	0,152	0,033	0,019	15.5.80 0,074	-	-	-	-	-
Stollhamm	0,186	0,034	0,052	6.6.80 0,021	-	2.7.80 0,026	0,036	25.8.80 0,037	25.8.80 0,098
Dedesdorf	0,046	0,036	0,042	-	15.5.80 0,023	0,017	0,029	-	-
Hartwarden	-	-	-	15.5.80 0,026	-	2.7.80 0,007	0,023	-	-
Frieschenmoor	-	-	-	-	-	-	-	25.8.80 0,153	25.8.80 0,173

+) Ernte von für 3 Monate im Gewächshaus untergestellten Originalsoden

Tab. 14

^{137}Cs Gehalt im luftgetrockneten Boden abgedeckter Flächen (u)
und unabgedeckter Kontrollflächen (n) (0 - 10 cm Tiefe)

[Bq/kg]

Probennahmeort	u	n
Havendorf	$2 \pm 0,26$ 5.9.80	$5 \pm 0,26$ 5.9.80
Nordenham	$24 \pm 0,5$ 21.9.79	$20 \pm 0,5$ 21.9.79
Stollhamm	$16 \pm 0,5$ 21.9.79	$17,5 \pm 0,5$ 21.9.79
Dedesdorf	$19,5 \pm 0,5$ 21.9.79	$28,5 \pm 0,65$ 21.9.79
Frieschenmoor	/	$45,5 \pm 1,2$ 21.9.79

Die 1979/80 gemessenen ^{137}Cs -Bodenaktivitäten liegen zwischen
2 und 45 [Bq/kg]

Im Untersuchungsgebiet finden

KHOSRAVI 1979 zwischen 10,14 und 58,33 [Bq/kg]

und LUFA Oldenburg 1976 zwischen 6,44 und 12,95 [Bq/kg]

Bei den von der LUFA untersuchten Böden ist keiner aus dem Gebiet
der Organomarsch (höchster Wert der übrigen) enthalten.

Tab. 15

^{137}Cs -Fallout-Transferfaktoren aus abgedeckten (u) und unabgedeckten Freilandversuchsflächen (v,n) (Weideperiode 1979) und einem im Gewächshaus untergestellten Gefäß (Frieschenmoor, Sommer 1980)

$\text{TF} \pm \text{s}_{\text{TF}}$ [Bq/g Pflanzenfrischmasse / Bq/g Trockenboden] ,
Datum der Bewuchsernte

Probennahmeort	v TF 26.7.79	u TF 21.9.79	n TF 21.9.79
Havendorf	$0,47 \pm 0,130$	$0,18 \pm 0,050$	$0,07 \pm 0,020$
Nordenham	$0,04 \pm 0,010$	$0,01 \pm 0,003$	$0,01 \pm 0,003$
Stollhamm	$0,10 \pm 0,030$	$0,02 \pm 0,006$	$0,02 \pm 0,007$
Dedesdorf	$0,04 \pm 0,010$	$0,03 \pm 0,009$	$0,02 \pm 0,006$
Frieschenmoor	$25,8,80$ $0,02 \pm 0,005$ $0,04 \pm 0,010$	/	/

$$\text{TF} = 0,08 \pm 0,03$$

$$n = 14$$

Die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Oldenburg führte 1976 im Umkreis von 1 - 3 Km um das Kernkraftwerk Unterweser im Rahmen des Beweissicherungsverfahrens Messungen an Boden und Pflanzenmaterial auf ^{137}Cs -Gehalt aus. Aus den Meßwerten von 6 Probenahmestellen aus dem Gebiet der Seemarsch, Brackmarsch und deren Übergangsformen errechnen sich folgende Transferfaktoren Boden - Pflanze:

Tab. 16

^{137}Cs Transferfaktoren nach L u f a 76

Probenahmestelle (Entfernung vom KKKU, Windrichtung)	$\text{TF}_{\text{Cs},f}$
2 km O	0,06
3 km O	0,05
1 km NW	0,05
2 km W	0,06
3 km W	0,10
1 km S	0,05

Der Beitrag frischer ^{137}Cs -Zufuhr aus der Atmosphäre war 1976 vergleichbar gering wie 1978 (vergl. Jahresbericht Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung 1978).

K h o s r a v i fand 1979 in der gleichen Region $\text{TF}_{\text{Cs},f}$ - Werte von 0,01 - 0,4 .

5.4 Schwermetallbestimmungen an Pflanzenmaterial aus Abdeckversuchen

Daß jedoch die Abdeckvorrichtungen an sich zur Rückhaltung atmosphärisch zugeführter Schadstoffe geeignet sind , zeigt die Analyse des gleichen Pflanzenmaterials (Probenahmedatum 21.9.79) auf seinen Gehalt an Blei.

Das Nordenhammer Grünlandgebiet ist für seinen hohen Pb-Gehalt aus Ableitungen der Bleiverhüttung bekannt.

Bei allen 4 untersuchten Standorten der Abdeckvorrichtung zeigte sich ein erhöhter Pb- Wert im Gras neben der Plastikbedeckung (n) im Vergleich zu den Grasgehalten unter dieser (u).

Die Bleianalyse erfolgte an Aufschlüssen von 0,5 - 1g trockenem Pflanzenmaterial mit konzentrierter Salpetersäure mittels Atomabsorptionsspektrometrie (Perkin Elmer 5000) nach Additionsmethode ⁺.

Aus den Werten kann eine monatliche Zufuhr pro km² abgeleitet werden.

Tab. 17

Bleigehalte im Gras abgedeckter Flächen und unabgedeckter Kontrollflächen (ppm) (u,n)

Probenahmestelle	u	n
Havendorf	2,4	8,7
Nordenham	3,3	6,1
Stollhamm	5,6	15,8
Dedesdorf	4,7	15,3

Die monatliche Zufuhr von Blei zum Weidegras durch atmosphärische Ablagerungen Z betrug während der Sommermonate Juli/August 1979 :

$$Z \text{ (g/km}^2\text{)} = \frac{(n - u) 0,85 \cdot 10^6}{2 \cdot 5 \cdot 10^3} = (n - u) 85$$

⁺ Für die Durchführung der quantitativen Schwermetallanalysen danke ich J. Schoer, Institut für Sedimentforschung, Heidelberg

Dabei sind :

$Z \text{ (g/km}^2\text{)} = \text{Pb} - \text{Zufuhr pro Monat}$

$n = \text{Pb} - \text{Gehalt in der Trockenmasse des Aufwuchses (ppm)}$
 $1\text{m}^2 \text{ offene Kontrollfläche}$

$u = \text{Pb} - \text{Gehalt in der Trockenmasse des Aufwuchses (ppm)}$
 $1\text{m}^2 \text{ abgedeckte Fläche}$

Die Wachstumszeit seit Aufrichten der Abdeckung betrug 2 Monate.

$0,85 \text{ (kg/m}^2\text{)}$ frische Aufwuchsmasse des Grases und ein Verhältnis Frisch- zu Trockenmasse von 5 werden angenommen.

Es ergeben sich folgende monatliche Zufuhren in der Entfernung vom Emittenten (Bleihütte Nordenham) :

Tab. 18

Probenahmestelle	Entfernung (km)		Z (g/km ²)
	Luftlinie	Himmelsrichtung	
Havendorf	6	SW	535
Nordenham	2,5	SW	238
Stollhamm	6	NW	867
Dedesdorf	6	SO	901

Aus den stichprobenmäßigen Werten ergibt sich, daß die Ablagerung in der geringsten Entfernung von der Bleihütte in südwestlicher Richtung am geringsten scheint. Die mit Nordenham bezeichnete Probenahmestelle befand sich am Stadtrand in der Nachbarschaft von Gebäuden, während die 3 anderen Stellen auf freier Fläche des Grünlands eingerichtet waren. Durch Erhebungen im Gelände kommt es zur Rückhaltung von Stäuben vor der trockenen Ablagerung oder ihrer Auswaschung mit den Niederschlägen.

Das Auftreten der Belastungsspitzen in südöstlicher und westlicher bzw. nordwestlicher Richtung stimmt mit den Prognosen zum langfristigen Schwermetallgehalt im Aufwuchs wie sie im Bericht des Niedersächsischen Sozialministers *Reinerhaltung der Luft 1975* gegeben werden, gut überein.

Bei Cadmiumanalysen des Probenmaterials gleicher Behandlung zeigte sich die Spitzenbelastung an der Stelle Stollhamm (Tab.19).

Systematische Gehaltsdifferenzen zwischen abgedeckten und unabgedeckten Probenahmestellen traten jedoch hier nicht auf, da das Cd im Gegensatz zum Pb nicht nur aus der Metallverhüttung in Nordenham stammt, sondern merkliche Beiträge aus der Verabreichung von Phosphatdüngern stammen können. Diese Zufuhr braucht nicht gleichförmig im Untersuchungsgebiet vorhanden sein, sondern richtet sich nach der Art des verwendeten Phosphatdüngers und dem pH-Wert des Weidebodens. Nach K l o k e 80 sind beide Einflußgrößen bestimmender für den Cd-Pflanzengehalt als die Höhe des Cd-Gehalts im Dünger selbst.

Neben der relativ gleichförmigen atmosphärischen Zufuhr durch den Emittenten im betrachteten Gebiet erhielten die Pflanzen eine schwer quantifizierbare Zufuhr aus dem Boden. Die jährliche Zufuhr von Cadmium zum Boden wird von K l o k e als im Mittel 2 - 3 g/ha geschätzt, kann jedoch sehr stark differieren.

Tab. 19

Cadmiumgehalte im Gras abgedeckter Flächen und unabgedeckter Kontrollflächen (ppb) (u,n)

Probenahmestelle	u	n
Havendorf	185	154
Nordenham	164	101
Stollhamm	387	229
Dedesdorf	143	209

5.5 Bewuchszusammensetzung der Weidevegetation an den Probenahme-
orten der Abdeckversuche

Havendorf

Dominierend deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*), daneben Vorkommen von Ackerrispe, Quecke, Ackerfuchsschwanz.

Nordenham

Dominierend Knaulgras (*Dactylis glomerata*), daneben Weidelgras.

Stollhamm

Überwiegend Weidelgras , wenig Wiesenrispe (*Poa pratensis*), Ackerfuchsschwanz , Quecke, Klee und Hahnenfuß.

Dedesdorf

Deutsches Weidelgras, Wiesenfuchsschwanz, wolliges Honiggras, Quecke, weißes Straußgras, Hahnenfuß, Breitwegerich, Gänsefingerkraut.

Hartwarden

Wiesenrispe, Weidelgras, wolliges Honiggras, Quecke, Spitzwegerich, Gundelrebe, gemeine Ackerrebe, Löwenzahn.

Frieschenmoor

Neben Weidelgras Wiesenrispe, Wiesenlieschgras sowie etwas Weißklee, Löwenzahn und Spitzwegerich.

Die Zusammensetzung der Weidevegetation richtet sich nach der Bewirtschaftungsintensität. Bei der Neuansaat von Wiesen und Mähweiden werden heute nur noch ertragreiche Gräsermischungen ohne nennenswerten Kräuteranteil empfohlen.

(zur Bedeutung

der Bewuchszusammensetzung s. Anhang I Artenzusammensetzung der Dauerweidevegetation).

6. Gefäßversuche unter Gewächshausbedingungen

6.1 Darstellung der Versuchsanlage

Um unter kontrollierbaren Bedingungen eine größere Anzahl von Transferversuchen Boden - Pflanze auszuführen, wurden Gefäßversuche unter Gewächshausbedingungen mit Böden von verschiedenen Standorten im Untersuchungsgebiet und variierten Versuchsanordnungen angelegt.

Zur Unterbringung der Versuchschalen mit variiertem Versuchsdesign wurde 1980 ein Fertigbauglashaus der Grundfläche 3,82 m x 2,55 m mit einer Seitenhöhe von 2,10 m aufgerichtet und innen mit 3-geschössigen verzinkten Regalstellagen ausgestattet, beginnend 0,70 m über der ebenerdigen Grundfläche.

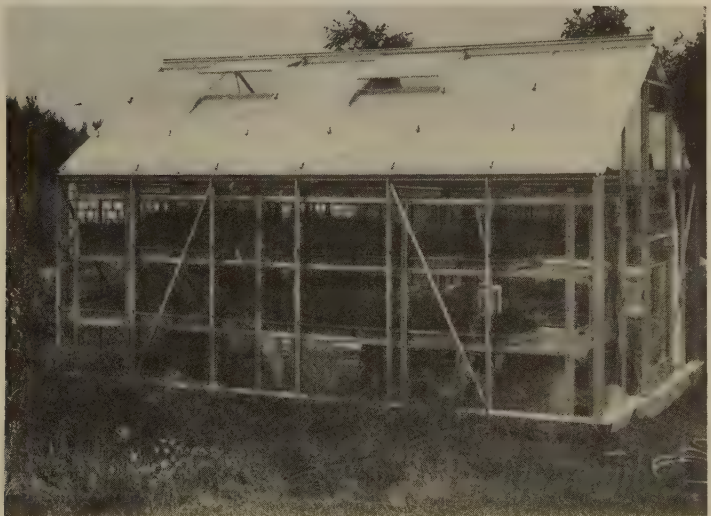


Abb.12 Gewächshaus mit eingerichteten Schalenversuchen

In Abb.14 findet sich ein Aufstellungsplan der 3-fach identisch angelegten Versuche. Die Ausrichtung des Gewächshauses nach der Himmelsrichtung ist an der Windrose ersichtlich.

Der im Untersuchungsgebiet entnommene Boden wurde in Pikierschalen (rechteckig, 0,3 m x 0,5 m x 0,1 m) gefüllt. Jeweils 3 identische Versuchsanlagen (hinsichtlich Bodenart und Anlagevariante des Versuchs) wurden übereinander in den Regalstellagen untergebracht.



Abb.13 Innenansicht des Gewächshauses
Versuchsschalen mit 3 Wochen altem Bewuchs

Die Belüftung der Anlage erfolgte über die Dachklappen des Glashauses, die Bewässerung wöchentlich durch Aufgießen von je 1 l Leitungswasser pro Versuchsgefäß.

Die Schalenversuchsserie begann Mitte Juni 1980 und endete Mitte September 1980.

Während dieser Zeit wurden 2 Aberntungen des Aufwuchses (sowohl der Neuansaat als auch des Originalsodenbewuchses) im Abstand von je 1 Monat vorgenommen (1. Ernte 22.7.80, 2. Ernte 25.8.80). Die Zeitspanne von 1 Monat wird bis zum erneuten Abweiden eines Weidestücks in der realen Weidesituation angesetzt. Danach wurde ein merklicher Aufwuchsrückgang festgestellt und die Pflege der Versuchsanlage eingestellt.

Die im folgenden dargestellten Versuchsanordnungen a) - h) stellen Anlagevarianten von Transferexperimenten dar, die auf Anregungen aus der Transferliteratur der letzten 25 Jahre beruhen - bezogen auf die Auswahl variierender Parameter - , ergänzt um spezielle Bewirtschaftungsmaßnahmen aus dem Untersuchungsgebiet Wesermarsch.

Aus der Vielzahl möglicher zu variierender Parameter wurden die folgenden herausgegriffen und jeweils an mehreren Bodentypen - wegen notwendiger Beschränkung der Versuchszahl jedoch nicht jeweils mit den Böden von allen 5 Entnahmeorten - ausprobiert.

Anlagevarianten der Versuchsanordnungen a) - h)

- Bodenstruktur: ungestörter A- Horizont gegenüber vermischtem Oberboden
- Bewuchsalter und -Zusammensetzung
- trägerfreie Versuche gegenüber Versuchen mit stabilem Trägerisotop
- unterschiedliches Konzentrationsangebot
- spezielle Bewirtschaftungspraxis der Graben-sedimentverwendung als Schlickdüngung

Die Ergebnisse der mit dem Cäsium Isotop ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,1\text{a}$) ermittelten Transferfaktoren $TF_{\text{Cs},f}$ sind in Tab. 22 zusammengefaßt und im Anschluß in ihrer Höhe und Streuung nach dem Einfluß

der Anlagevariation
des Bodentyps

untersucht.

Die Cs- Transferfaktoren streuen aufgrund der Komplexität der verbunden ablaufenden ökologischen Prozesse deutlich. Dies entspricht den in der Umwelt zu erwartenden Prozessen.

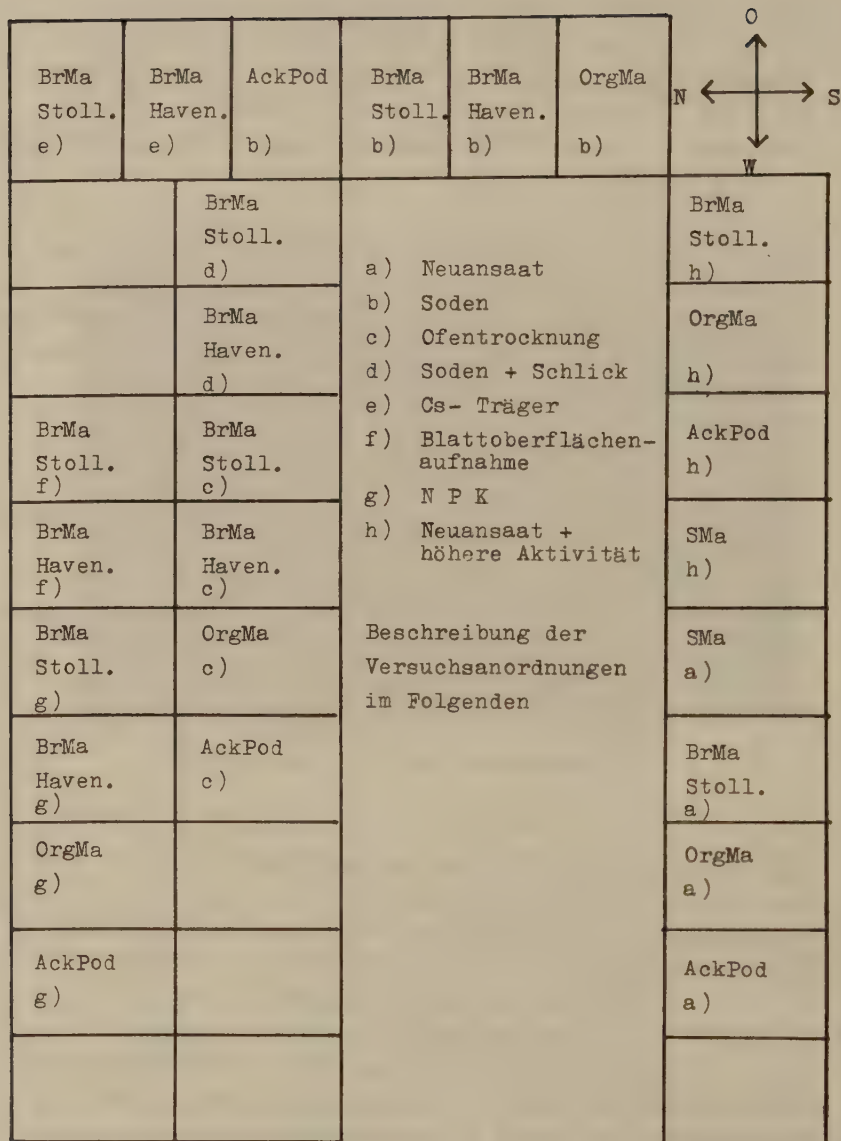


Abb. 14 Aufstellungsplan der Gefäßversuche im Gewächshaus, Versuchsanlagen a) - h) in 3-facher Ausführung übereinander angeordnet. Bodenarten und Probenahmeorte s. Kap. 3 Untersuchungsgebiet .

6.2 Kriterien zur Auswahl der Anlagevarianten der Gewächshauschalenversuche - Beschreibung der Versuchsanordnungen

Charakteristische Kurzbezeichnung der Versuchsanordnungen
a) - h) für die abschließende Bewertung

6.2.1

Versuchsanordnung a)

Grasneuansaat auf ungestörtem, nicht behandeltem Oberboden mit altem Wurzelfilz durchsetzt. 522 Bq/Schale ^{134}Cs -Lösung aufgegossen.

Kurzbezeichnung : Neuansaat

Um die Originalschichtung des Bodens wie in der Natur zu erhalten, aber im Vergleich zur Versuchsanordnung b) (s.u.) mit jungem Grasbewuchs zu arbeiten, wurden Bodenquader des Volumens der Pikierschalen 10 cm tief ausgestochen und in die Schalen gesetzt. Vor der Neuansaat wurde die ^{134}Cs -Lösung aufgegossen.

Die Bodentypen Ackerpodsol, Organomarsch und Brackmarsch/St., Seemarsch wurden eingesetzt. Auf die Einarbeitung der Aktivität in den Boden (vergl. H a n d l, K ü h n 80, S t e f f e n s et al 80) wurde verzichtet, um die Strukturierung zu belassen, die besonders bei Marschböden nicht außer Acht gelassen werden kann.

6.2.2

Versuchsanordnung b)

Grassoden (Boden + Bewuchs) aus der Natur entnommen, 522 Bq/Schale rasterförmig injiziert.

Kurzbezeichnung : Soden

Da ausgewachsener Bewuchs bei Nuklidaufnahme aus dem Boden beobachtet werden sollte, ohne daß seine Blätter kontaminiert würden, wurde die Cäsiumlösung zwischen die Wurzeln in 3 cm Tiefe injiziert. Nachträglich wurde exemplarisch die Verteilung des Cs im Boden nachgemessen und mit der Applikationsmethode des Aufgießens verglichen (Abb. 16, 17).

B a c h u d a r o v et al finden 1973 nach 5-jährigen Gefäß- und Feldversuchen den höchsten Cs-Boden - Pflanzen Transfer bei ungepflügten Böden, die weidmässig genutzt waren. Dabei war bei Sand- und Lehm Böden der Transfer 6-10 mal niedriger als bei sumpfigen Torfböden. Hier hatte die hohe Feuchtigkeit in der Zone der aktiven Wurzeln wesentlichen Einfluß auf die Erhöhung der Pflanzenaufnahme.

Der Dauerweidevegetation mit auf intakten Bodenhorizonten langfristig ausgebildeter Grasnarbe wurde auch von R u s s e l 1966 bzgl. des Cs- Boden - Pflanzentransfers besondere Beachtung geschenkt.

C l i n e 66 berichtet, daß Pflanzen aus Marschregionen stets mehr Cäsium akkumulieren, als Pflanzen auf Böden, die nicht überflutet oder bewässert werden. Er erklärt dies mit direkter Aufnahme des Cs durch die Wurzeln, bevor irgendeine Bindung der Nuklide mit dem Bodenkolloid stattfinden kann.

C o m a r 65 weist darauf hin, daß ein hoher Gehalt an organischem Material in der obersten Schicht von Dauerweiden die Bindung von ^{137}Cs durch Tone vermindern und damit seine Verfügbarkeit für Pflanzenwurzeln verlängern könne.

D' S o u z a 72 konnte dies mit Dauerweidevegetation unter Gewächshausbedingungen bestätigen.

Im Grasland nimmt das flach wurzelnde Gras von der obersten organischen Schicht zurückgehaltenes Cäsium schon auf, bevor es in den tiefer liegenden Tonmineralen fixiert wird. In Ackerböden (vergleichbar den vermischt entnommenen Böden mit Neuansaat) nehmen Pflanzenwurzeln meist weniger ^{137}Cs auf als in Wiesenböden, da die organische Oberschicht der Wiesenböden Kationen absorbiert, aber nicht fixiert. Andererseits ist, insbesondere bei organischen Böden mit hohem Wassergehalt, Stengelbasisaufnahme zusätzlich zur Wurzelversorgung möglich (H e b e l 73). (s.S. 108)

Aus diesen Gründen sollte durch einen Vergleich von neuangesäeter Vegetation gegenüber voll ausgebildeter Grasnarbe auf Böden gleichen Typs und Entnahmeorts untersucht werden, ob diese Varianten einen unterschiedlichen Transfer zur Folge haben. Als Problem stellte sich hier die Applikations des radioaktiven Tracers, da bei der ausgebildeten Vegetationsdecke der Versuchsanlagen eine Blattoberflächenkontamination vermieden werden sollte, um wie bei den übrigen Versuchen (ausgenommen f) allein den Anteil des Wurzeltransfers zu betrachten. Wollte man die radioaktive Lösung gleichartig applizieren, hätte bei den Sodenschalen zumindest der Bewuchs einmal vollständig abgemäht werden müssen und dann wie bei den Schalen mit Neuansaat aufgegossen werden müssen. Dann wäre aber eine Stengelbasiskontamination in Kauf genommen worden. Durch mehrmalige Aberntung des Bewuchses und Verwerfen der Proben wäre es schließlich möglich gewesen, Proben zu gewinnen, die Cs nur aus dem Boden erhalten hätten. Stattdessen wurde wie auch bei den Großgefäßversuchen unter Freilandbedingungen die rasterförmige Injektion in die obere 3 cm Bodenschicht zwischen die Wurzeln gewählt. Die so erreichte Aktivitätsverteilung im Boden des Gefäßes wurde mit der Aktivitätsverteilung im Boden eines Gefäßes verglichen, bei dem die radioaktive Lösung aufgegossen worden war.

Die Böden Ackerpodsol, Organomarsch sowie Brackmarsch Stollhamm und Hartwarden wurden eingesetzt.

Bei Versuchsanlage waren beide Anlagevarianten vor dem Aktivitätseintrag bis zur Sättigung der Wasserhaltekapazität gewässert worden bevor die radioaktive Lösung zusätzlich eingebracht wurde.

Im Marschboden, der seine natürlich z_{er}klüftete polyedrische Feinstruktur durch die ungestörte, nicht vermischte Bodenentnahme

(s. Abb. 15) behalten hatte, bewegt sich das Wasser entlang der vorgegebenen Klüfte und Spalten in die Tiefe.

Werden diese in der Landwirtschaft z. B. durch Bearbeitungsmaßnahmen zerstört, ergibt sich als Folge Staunässebildung.

So läßt sich vorstellen, daß die Aktivität horizontal und vertikal nicht gleichmäßig in den Boden eindringen konnte und "hot spots" vorgefunden wurden.

Bei den Schalen mit dem Originalsodenbewuchs konnte bereits in diesem Stadium die Konkurrenz zwischen der Einbindung von Cs-Atomen in freie Bindungsstellen der Tonminerale und der unmittelbaren Aufnahme über den "apparent free space" der Wurzelhaare des gut ausgebildeten Wurzelgeflechts einsetzen. Hinzu kommt, daß die ausgebildeten Wurzeln am günstigsten der Polyederstruktur angepaßt wachsen und kaum seitlich in Aggregate eindringen.



Abb. 15

Profilaufschnitt eines Seemarschbodens

Aus der 1-10 cm Schicht wurde der Boden für die Oberbodenversuchsschalen abgestochen

Ab ca. 30 cm Tiefe sind deutliche Polyederkörper und Klüftungen erkennbar. Bemerkenswert ist auch die ausgeprägte Durchwurzelung entlang der Strukturkörper, die zeigt, daß ein seitliches Eindringen der Wurzeln in die Aggregate nur begrenzt möglich ist.

Geometrische Aktivitätsverteilung des ^{134}Cs in den Pflanzschalen

Um die geometrische Mikroverteilung des ^{134}Cs in den Versuchsgefäßen zu untersuchen wurden kleine Stahlstechzylinder angefertigt ($\phi = 21$ mm, $h = 60$ mm) mit denen entlang jeweils einer Schalenlängs- und Querachse Bodenzylinder zur gammaspektrometrischen Analyse ausgestochen wurden.

Die Verteilung des unterschiedlich applizierten Cs - Tracers im Boden sollte untersucht werden. Es wurden 2 Schalen des Brackmarschbodentyps ausgewählt, davon war eine Schale zum Vegetationszeitpunkt mit Originalsodenbewuchs aus dem Weideland entnommen (b)) und daher die Aktivität rasterförmig in den Boden in ca. 3 cm Tiefe injiziert worden, während die andere Schale h) ungestört entnommenen Oberboden enthielt, auf den die ^{134}Cs - Aktivität als wässrige Lösung vor der Ansaat der Weidegrasmischung aufgegossen worden war. Nach Beendigung des Wachstums ($7\frac{1}{2}$ Monate respektive 1 Jahr nach Einrichtung der Schalenversuche) wurden die mittlerweile ausgetrockneten Tonbodenquader mit je 1,5 Liter Wasser versetzt und zur vollständigen Durchdringung 4 Tage ruhen gelassen, um aus dem so etwas erweichten und nicht mehr spröden Quadern Bodenzylinder auszusteichen. (Anordnung und Ergebnisse der Verteilungsuntersuchung entlang von 2 Gefäßachsen s. Graphische Darstellung Abb. 16, 17).

Nach Massenbestimmung und Trocknung der Bodenzylinder erfolgte die gammaspektrometrische Analyse mit dem 70 cm^3 Ge(Li)- Detektor. Die mittels des 795 keV-Peaks identifizierte ^{134}Cs - Aktivität pro Zylinder wird in cts/1000 sec /g angegeben.

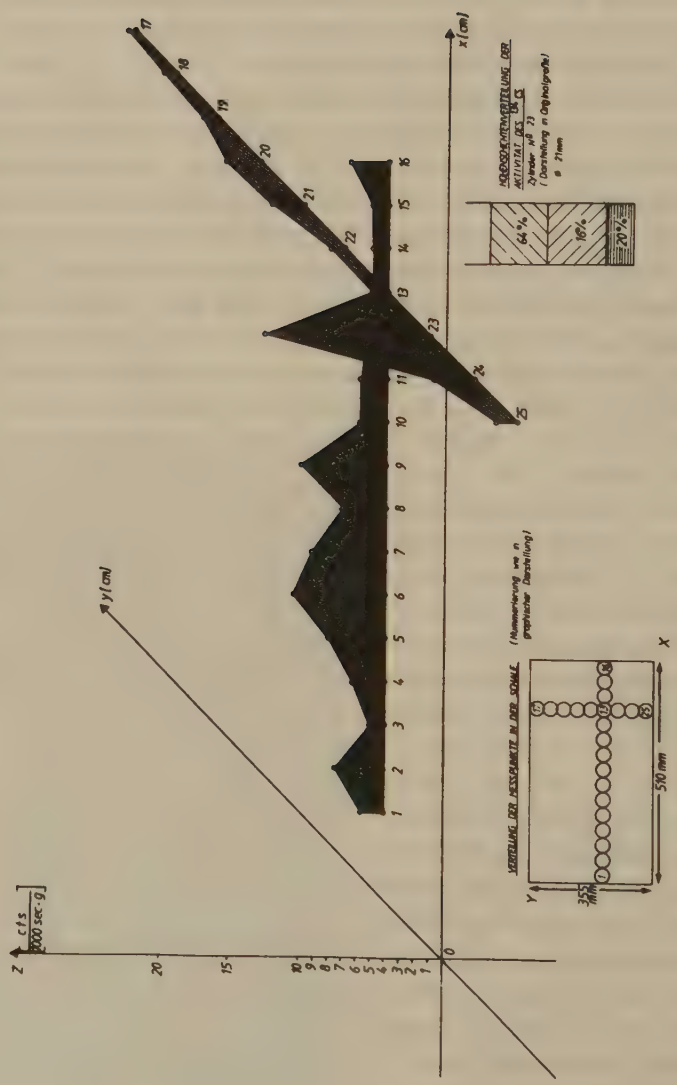
Ein Zylinder wurde in seine Vertikalschichten zerschnitten und so die Höhenschichtverteilung bestimmt.

In der oberen 2 cm-Schicht befanden sich 64% der Gesamtaktivität, in der mittleren 2 cm-Schicht 16% der Gesamtaktivität und in der untersten 1 cm starken Schicht 20% der Gesamtaktivität.

Die geometrische Horizontalverteilung der Aktivität im Boden erbrachte deutlich unterschiedliche Aktivitäten an nur 2 cm voneinander entfernt liegenden Entnahmepunkten (s. Abb 16, 17) und zwar unabhängig davon , ob die radioaktive Lösung bei Versuchsbeginn injiziert oder aufgegossen worden war. In beiden Fällen zeigte sich eine unsystematische Ungleichverteilung.

Abb. 16

GEOMETRISCHE AKTIVITÄTSVERTEILUNG DES ^{134}CS IN EINER PFLANZSCHALE (Soden, 522 Bq injiziert)



Versuchsanordnung c)

Grasneuansaat auf vermischtem entnommenem Boden, der 24 Stunden bei 100°C getrocknet wurde. 522 Bq / Schale aufgegossen.

Kurzbezeichnung: Ofentrocknung

N e e l 53 verwendete bei Transferversuchen mit ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{144}Ce und ^{91}Y Bodenproben, denen ein Bodenpräparat beigemischt wurde, welches, nachdem es mit der Aktivität versetzt worden war, 5 Tage lang bei 70°C getrocknet worden war. W i l s o n 63 führte ebenfalls Pflanzenaufnahmeversuche mit ^{239}Pu , ^{185}W , ^{210}Pb unter Verwendung von Gerste aus, die auf ofengetrocknetem Boden gesät worden war.

Da bei Austrocknung der Pflanze mit dem Abtöten von Mikroflora und -fauna gerechnet werden muß, sollte mit dieser Versuchsanordnung getestet werden, ob so eine Beeinflussung der Nuklid Aufnahme aus dem Boden erreicht wird.

Bei Ofentrocknung des Bodens stirbt ab 80°C die artenmäßige Mehrzahl der Bodenlebewesen ab. Höhere Temperaturen überstehen nur sehr resistente Sporen von Pilzen und Bakterien (Endosporen), die allerdings unter besseren Umweltbedingungen wieder auskeimen können. Die gesamte Fauna (Einzeller, Regenwürmer, Springschwänze etc.), die nach Untersuchungen von W i t k a m p 76 besonders durch die Einarbeitung oberflächlich abgelagerter Spreuschichten in den Boden zur Verfügbarmachung von ^{137}Cs zur Pflanzenaufnahme beiträgt, wird abgetötet.

Die Böden Ackerpodsol, Organomarsch sowie Brackmarsch Stollhamm und Hartwarden wurden verwendet.

Versuchsanordnung d)

Grassoden (Boden + Bewuchs) aus der Natur entnommen.

522 Bq ^{134}Cs mit Schlick vermischt auf die Blattoberfläche aufgebracht.

Kurzbezeichnung : Soden + Schlick

Mit dieser Versuchsanordnung sollte die landesübliche Praxis, Grabensedimente (Schlick) nach der Aufreinigung auf angrenzenden Wiesenflächen auszubringen, imitiert werden (Abb. 18).

Nach der Ableitung radioaktiver Abwässer in Oberflächen-gewässer ist mit dem Aussedimentieren von Cs-Isotopen zu rechnen. Falls diese ins Grabensystem des Untersuchungs-gebietes gelangen, könnte dort langfristig mit diesem Beaufschlagungspfad gerechnet werden (BMI 79 : Belastungs-pfad 6.2.5 : Landwirtschaftliche Nutzung von Flußschlamm).

1 kg Grabensediment wurde vermischt mit der Standardaktivitätsgabe von 522 Bq ^{134}Cs auf den Bewuchs der $0,15 \text{ m}^2$ - Versuchsschalenoberfläche aufgestrichen.

Im Monat von der Versuchseinrichtung bis zur 1. Ernte wuchs die Vegetation durch diese Schicht hindurch, bis zur 2. Ernte war ein Unterschied zu den nicht beschlickten Versuchsschalen kaum mehr erkennbar. Versuchsböden : Brackmarsch Stoll., Hart..



Abb. 18

Aufgereinigter
Einfriedungs -
und Entwässer-
ungsgraben im
Butjadinger Land
mit Sediment-
aufwurf am Ufer

6.2.5

Versuchsanordnung e)

Grasneuansaat auf vermischten entnommenem Boden, stabiles Cs als CsCl-Trägerlösung mit 522 Bq ^{134}Cs aufgegossen. Die aufgebrauchte Trägerlösung entspricht einer Flächenkonzentration von 1g/m^2 (129 mg Cs pro Gefäß). Ihre Konzentration an ^{133}Cs ist um den Faktor $1,17 \cdot 10^{10}$ höher als die der ^{134}Cs -Lösung.

Kurzbezeichnung: Cs - Träger

Das Angebot von Lösungen mit Gehalten stabiler Isotope des gleichen Elements, dessen Aufnahme als radioaktives Isotop beobachtet werden soll, erfolgt aus der Überlegung, daß im Boden vorhandene Bindungsplätze mit den im Überangebot vorhandenen Ionen aus der Trägerlösung abgesättigt werden, sodaß die Mikromenge des radioaktiven Stoffs voll zur Aufnahme durch die Pflanzen zur Verfügung steht.

Der Gehalt an austauschbarem ^{134}Cs zwischen Pflanzschalen mit und ohne Trägerzusatz wurde verglichen. Dazu wurden Ammoniumacetatauszüge an Pflanzschalen gleichen Bodentyps gewonnen. Aus einer Pflanzschale dieser Serie e) mit ^{133}Cs konnte 1 Jahr nach Versuchsanlage 20% des ^{134}Cs wieder aus dem Boden extrahiert werden, während aus einer Vergleichsschale ohne Träger nur 3,6% austauschbar waren. Wie in Kap. 8.4 gezeigt wird, kann jedoch als Ergebnis dieser Serie keine systematisch stärkere oder schwächere Cs-Aufnahme bei Schalen mit Trägerzusatz behauptet werden.

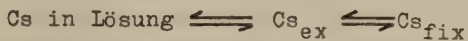
In der Literatur wird unterschiedliches Verhalten berichtet. Verschiedene Experimentatoren arbeiteten bei der Anlage von Transferversuchen mit Zugabe von stabilen Trägern zur radioaktiven Lösung (z.B. Romney 60, Fredriksson 58, Cliné 66). Ohne Trägerzusatz wurden Transferexperimente vergleichbarer Art von Myttenaere 68, Nishita 68, Steffens 80 u.a. angelegt.

Überwiegend erfolgte die Trägerzugabe aus dem Grund, um sicherzustellen, daß die Mikromengen an radioaktivem Tracer in den zu beobachtenden biologischen Prozess (z.B. Transfer aus dem Boden zur Pflanze) Eingang finden sollten und nicht durch störende Randprozesse bereits vorher aus dem Aufnahme-prozess ausgeschlossen würden (Gefäßablagerungen, Bodenabsorption etc.). Rediske 55 untersuchte bereits, ob die

Zugabe von stabilem Träger bei Transferexperimenten etwa die Aufnahme der radioaktiven Ionen vermindern würde. Dies konnte für Strontium und Cäsium nicht bestätigt werden, bei Jod und Yttrium wurde sogar ein leichter Anstieg der Aufnahme beobachtet.

F r e d r i k s s o n 58 stellte bei seinen Versuchen mit Klee auf 3-6 kg Boden einen enormen Anstieg der Cs- Pflanzenaufnahme bei steigender stabiler Cs- Trägerzugabe fest (100 - 500 mg), Kaliumzugabe dagegen minderte die Cs-Aufnahme merklich.

Cs im Boden geht in ein Gleichgewicht zwischen Cs in der Bodenlösung, austauschbarem Cs und fixiertem, nicht austauschbarem Cs über.



Beim Boden - Pflanzen Transfer von Mikromengen an radioaktivem Cs ist das Gleichgewicht stark nach rechts verschoben.

D a h l m a n n 74 klassifiziert Bodengehalte > 10 ppm als Makromengen (bei der Versuchsserie e) mit 129 mg pro Gefäß mit im Mittel 7 kg Boden lagen rund 18 ppm Cs vor).

Für diesen Konzentrationsbereich läuft für die monovalenten Alkaliionen Cs^+ , Rb^+ und K^+ sowie für NH_4^+ Im Boden vornehmlich folgender Fixierungs- oder Einfangprozess ab:

Das aufgeweitete Gitter vieler glimmerartiger Mineraleklappt wegen des günstigen Ionenradius und wegen der Neutralisierung der negativen Schichtladungen zusammen. (vergl. Kap. 3)

Bei Makromengen an Cs kommt es also zur Fixierung auch in den Zwischenschichten bis zum Schließen der Schichten

(lattice collapse, S c h u l z 65). Dementsprechend weniger steht dann zum Cs-Transfer in die Pflanze zur Verfügung.

Mikromengen (ppb- Bereich) an Cs können - einmal im Boden zwischen Silikatschichten eingeschlossen - nur schwer wieder extrahiert werden. Die Cäsium-Sorption findet vornehmlich an Eckpositionen, also vom Rand her aufgeweiteten, durch Verwitterung kaliumverarmten Zwischenschichten des Tonminerals Illit statt. Untersucht wurde dies an Illit, Glimmer, an durch K gesättigtem Vermiculit sowie hitzebehandeltem Bentonit (T a m u r a, J a c o b s 60).

A n d e r s e n 67 konnte bei vergleichenden Versuchen mit und ohne Trägercäsium eine erhöhte ^{137}Cs -Aufnahme um bis 20% bei Versuchen mit Träger erzielen, unterschiedlich von Boden zu Boden, in einigen Fällen fehlend.

Bei Pflanzenaufnahmebeobachtungen an fallout belasteten Böden berichtet Wiechen 80 von sehr unterschiedlicher Verfügbarkeit des ^{137}Cs aus dem fallout- Depot und stabilem ^{133}Cs im Boden. In Hochmoorböden mit hohem Anteil organischer Substanz ist die Verfügbarkeit etwa gleich, während sie auf mineralischen Böden bei ^{137}Cs höher ist als bei stabilem Cäsium.

Bei der Pflanzenaufnahme der Cs- Isotope ^{133}Cs , ^{134}Cs und ^{137}Cs in Nährlösungsversuchen mit Tomatenpflanzen fanden Guillot, Mytténære, Mousny 1974 einen generellen Unterschied in der Aufnahme des radioaktiven oder stabilen Cs in Abhängigkeit von der Ausgangskonzentration im Nährmedium. Er wirkte sich so aus, daß der ^{137}Cs -Konzentrationsfaktor Pflanze bei sehr geringer ^{133}Cs Konzentration von 0,1 ppm bei steigender ^{137}Cs Konzentration sank, wobei junge und alte Pflanzen unterschiedliches Verhalten aufwiesen. Bei steigender Konzentration an stabilem Cs (0,5, 2,5, 12,5ppm) blieb der ^{137}Cs -Konzentrationsfaktor in allen getrennt untersuchten Pflanzen deutlich konstant. Versuche in Nährlösungen entsprechen Transferbedingungen im Boden allerdings nur wenig. Bei realen Transferverhältnissen in der Umwelt liegen lediglich Cs-Mikromengen im Boden vor, sodaß Versuche ohne Zugabe von Cs-Träger die Situation am besten treffen.

1978 hatte eine Vorversuchsserie mit Pflanzschalen im Gewächshaus (Boikat, Bleck-Neuhaus 80) im Mittel um Faktor 12,5 niedrigere Transferfaktoren für stabiles ^{133}Cs für ausgesäte Dauerweidevegetation gegenüber den hier berichteten ^{134}Cs - Versuchen ergeben

Die Versuche der Serie e) wurden mit den Brackmarschböden durchgeführt.

Transferfaktoren für stabiles Cs aus Schalenexperimenten mit 7 Weideböden (1978). Cs-Eintrag 0,15 mg in 1l Wasser pro Schale auf den trockenen Boden aufgegossen. Ernte der Neuansaat nach 6 Wochen.

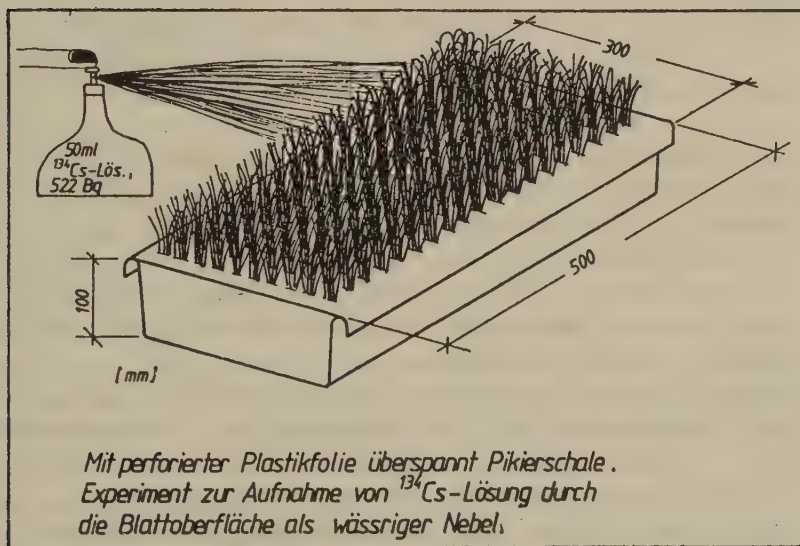
Bodenart	TF _{Cs, f}	
Brackmarsch	0,002	+ 0,001
Seemarsch	0,014	+ 0,002
Brackmarsch	0,023	+ 0,004
Kalkbrackmarsch	0,049	+ 0,002
Knickbrackmarsch	0,021	+ 0,001
Hochmoor	0,025	+ 0,003
Geest - Podsol	0,028	+ 0,006

Versuchsanordnung f)

Versuch zur Cs-Gras-Aufnahme aus feuchter Ablagerung. Grasneuansaat auf mit durchlöcherter Folie bedecktem durchmischem Boden. Nach Durchwachsen des Grasses durch die Folie wurde die Aktivität mit einem Zerstäuber auf die Blattoberfläche gesprüht.

Kurzbezeichnung : Blattoberflächenaufnahme

Abb. 19 Versuchsanordnung zur Cs-Blattaufnahme ohne Aufnahme durch die Wurzel, schematisch.



Im Pflanzschalenversuch mit abgedeckter Bodenoberfläche ergibt sich, daß bei 40 Tage alter Neuansaat auf Brackmarschboden 11 - 17,5 % der insgesamt fein zerstäubten, wässrig aufgebracht ^{134}Cs -Aktivität von 522 Bq/Schale von den Graspflanzen durch die Blattoberfläche resorbiert wird.

6.2.7

Versuchsanordnung g)

Grasneuansaat auf vermischten entnommenen Boden.

NPK - Düngung gemäß einmaliger Gabe von 50 kg/Hektar als Lösung mit 522 Bq/Schale ^{134}Cs aufgegossen.

Pro Gefäß wurden so - 96,8 mg Gesamt - N

- 7 mg

- 53,4 mg

- 7,7 mg hinzugefügt,

dies entspricht einer sehr geringen Nährstoffgabe.

Kurzbezeichnung : NPK

Die geringe Mineraldüngergabe war in Anlehnung an lokale Düngegewohnheiten im Butjadinger Land nach Auskunft des Landhandels gewählt worden.

Im Untersuchungsgebiet ergab eine Einzelbefragung (1981) von Betriebsleitern, die die beprobten Gelände bewirtschafteten, daß die Düngung je nach Bewirtschaftung sehr unterschiedlich gehandhabt wird.

Jedenfalls wurde im Gebiet der Brack- und Organomarsch eine Grunddüngung mit 140 - 200 kg/ha CaO + 140 - 200 kg/ha P_2O_5 als Kalkmergel bzw. Thomasmehl alle 2 Jahre vorgenommen. Aufgrund des hohen Kaligehalts des Marschbodens und der Gülle wird als rein mineralische Düngung nur Stickstoff gegeben. Die Höhe der N-Gabe ist von der Bewirtschaftungsintensität abhängig. Nach den Auskünften werden verteilt auf die Weideschnitte 200 kg/ha Rein - N, meist Kalkammonsalpeter gedüngt. Erfahrungsgemäß kann diese Angabe deutlich nach oben erweitert werden.

Die jährliche organische Düngung erfolgt zusätzlich in Form von Gülle + Festmist mit schätzungsweise 20 m³/ha Gülle + 10 - 20 t/ha Festmist, je nach Viehbesatz und damit Mistanfall in den Betrieben.

Die Anlagevariante im Transferversuch wurde so gewählt, weil verschiedene Experimentatoren bei Gefäßversuchen Dünger einsetzten (S q u i r r e / M i d d e l t o n 66, A n d e r s e n 67, M i s t r y 73, R o m n e y 57, M y t t e n a e r e 68) oder aber ungedüngt arbeiteten (z.B. in vergleichbaren Experimenten N i s h i t a 68, L e h r 73, D' S o u z a 72).

Mineraldüngungen im Gefäßversuch erfolgten vornehmlich, um dem Freiland vergleichbare Aufwuchserträge zu erzielen. Systematische Beobachtungen der Düngewirkung auf die Pflanzenaufnahme radioaktiven Tracers wurden oftmals nicht vorgenommen.

A n d e r s e n 67 berichtet einen Einfluß von K- Düngung auf die Cs- Aufnahme dahingehend, daß bei starkem K- Verbrauch durch wiederholte, kurz aufeinander folgende Aberntungen ohne K- Ersatzdüngung die Cs- Aufnahme der Pflanzen anstieg. Eine daraufhin erfolgte K- Düngung konnte die Cs- Aufnahme wieder reduzieren. Es zeigte sich tendenziell eine Wechselwirkung von K und Cs bezüglich der Pflanzenaufnahme, die artenabhängig sehr verschieden stark sein kann, jedoch eine nicht so enge Verknüpfung darstellt, wie die bekannte Sr - Ca -Aufnahmeverknüpfung.

T a h i r und S t e w a r t 75 beobachteten einen Rückgang der ¹³⁷Cs- Aufnahme bei Weizen mit zunehmendem Pflanzenalter, wenn eine Stroh - Mineraldünger Kombination in den Boden eingearbeitet wurde. Ohne gleichzeitige Mineraldüngung zeigte die Einarbeitung von organischem Material in Form von Stroh in den Boden keinen Effekt.

G u l y a k i n und Y u d i n t s e v a fanden 1958, daß Cs- Aufnahme und Akkumulation durch die Pflanzen stark abfiel, wenn Kalidünger verabreicht wurde. In Experimenten mit ⁸⁹⁹⁰Sr, ¹⁴⁴Ce und ¹⁰⁶Ru zeigten die Autoren 1962, daß die kombinierte Verabreichung von Kalk und Humus die Anreicherung der Spaltprodukte in vegetativen und reproduktiven Pflanzenorganen von Erbsen und Weizen deutlich mindern konnte und daß der Effekt über 3 Vegetationsperioden anhielt (G u l y a k i n 62).

Der Versuch wurde mit den Böden Ackerpodsol, Organomarsch und den beiden Brackmarschböden ausgeführt.

6.2.8

Versuchsanordnung h)

Grasneuansaat auf

- ungestörtem Oberboden (Ackerpodsol, Organomarsch, Brackmarsch Stollhamm)
- vermischtem Boden (Seemarsch) .

4022 Bq/Schale aufgegossen, Konzentration der ^{134}Cs - Lösung damit 7,7 -fach gegenüber den anderen Anlagen.

Kurzbezeichnung : Neuansaat + höhere Aktivität

Die Versuchsanlagen mit Oberboden entsprechen der Serie a) bis auf den Konzentrationsunterschied um Faktor 7,7 .

Dieser vergleichsweise geringe Konzentrationsunterschied berührt nicht den Größenordnungsunterschied Cs - Makromengen : Cs - Mikromengen (s. Serie e)).

Wegen der höheren spezifischen Aktivität im Pflanzenprobenmaterial und der daraus resultierenden geringeren Meßzeiten bei der Gammaanalyse , konnten die Daten dieser Serie zur Vorababschätzung des $\text{TF}_{\text{Cs},f}$ verwendet werden, da die reguläre Ausmessung des Probenmaterials mit fast 20 Stunden Meßzeit pro Probe einen langen Zeitraum in Anspruch nahm.

Auch die Extraktion des austauschbaren Anteils an Cs (Cs_{ex}) aus dem Boden nach der Methode von Schulz et al 1960 wurde an Proben der Serie h) ausgeführt, da bei den anderen Böden mit sehr viel niedrigeren Aktivitäten längere Analysendauer notwendig gewesen wäre.

6.3 Bestimmung der pflanzenverfügbaren Cs- Fraktion im Boden bei den Gefäßversuchen /Gewächshausserie

Von den 4 verwendeten Bodentypen (BrMa, SMa, OrgMa und AckPod) wurden Schalen aus der Serie h) mit erhöhtem Aktivitätseintrag (4022 Bq pro Schale) ausgewählt und ihr gesamter Inhalt im Handmörser zerkleinert. Anschließend wurden mit einem 2mm - Sieb Wurzel und Grobteile entfernt. Um das Zerkleinern der völlig ausgetrockneten Soden zu erleichtern, wurde der Boden zunächst mit ca. 1,5-2l H₂O angefeuchtet und ganz zerkrümelt. Der Geest- und Organomarschboden wurden zusätzlich 5 Stunden bei 30 °C getrocknet, die übrigen Böden trockneten nach der Zerkleinerung an der Luft wieder aus.

Aus der Fraktion < 2mm wurden jeweils 10 g lufttrockener Feinboden mit 40 ml bzw. 60 ml 1 n Ammoniumacetatlösung (CH₃COONH₄) versetzt und mittels Magnetrührer 2 Stunden gerührt. Danach wurde der Auszug unter Vakuum abfiltriert. Die Rührgefäße waren zuvor mit Wasser bzw. bei den 60 ml-Proben mit Ammoniumacetat nachgespült worden.

Die schonende Aufbereitungsmethode im Handmörser war gewählt worden, um nicht die Feinstruktur des Boden aufzubrechen, wie es in der Kugelmühle möglicherweise geschehen wäre und somit solche Cs- Anteile freizulegen, die den Pflanzenwurzeln nicht zur Aufnahme zur Verfügung stehen.

Die flüssigen Extrakte wurden in 50ml Schalen gefüllt diese dicht verklebt und dann mit dem 70cm³-Ge(Li)-Gammaskpektrometer 5·10⁴ sec gemessen. Die Cs-134 Aktivität wurde mit einer Ansprechwahrscheinlichkeit des Detektors für die angewandte Geometrie von $\varepsilon = 1,25 \%$ bei 604 keV ($r = 0,98$) bestimmt und auf den Zeitpunkt des Pflanzenwachstums resp. der Cs- Aufnahme korrigiert. Die im Extrakt ermittelte Cs- Aktivität pro Gramm Ausgangssubstanz wurde mit dem mittleren, rechnerischen Bodengesamtgehalt an Cs-134 der jeweiligen Schale verglichen.

6.3.1 Ergebnis der Bestimmung von K_{ex} und Cs_{ex}

In der Tab. 20 sind die Ergebnisse der Bestimmungen von austauschbarem Cs (Cs_{ex}) aus Ammoniumacetatauszug nach Schulz 65 den von Giani und Gebhardt bestimmten Werten für das chemisch sich ähnlich verhaltende Kalium gegenübergestellt. Das austauschbare K (K_{ex}) wurde nach Mehlich mit Ba im Perkulationsverfahren bei pH 8,2 mit flammenfotometrischer K-Bestimmung bestimmt.

Tab. 20 Austauschbares K^+ und Cs^+ in den Gefäßversuchen
(% des Gesamtvorrats)

Entnahmeort

Bodentyp	K %	Cs %
----------	-----	------

Loxstedt

Podsol- Geest	10	11
---------------	----	----

Stollhamm

Brackmarsch	4,8	3,8
-------------	-----	-----

Frieschenmoor

Niedermoor	3	1,3
------------	---	-----

Treuenfeld

Seemarsch	2,2	1,8
-----------	-----	-----

Für die einzelnen Entnahmeorte werden Parallelen in der Extrahierbarkeit der beiden Alkalimetalle deutlich. Bis auf den Ackerpodsolboden mit dem geringsten Schluff + Tonanteil ist die tendenziell geringere Cs- Austauschbarkeit bemerkbar.

Dies stimmt überein mit der von Gebhardt/ Giani gefundenen geringeren Rücktauschbarkeit und somit stärkeren Fixierung von Cs bei Smectiten, für die Marschböden typische, stark aufquellbare Dreischichttonminerale. Das Cs kann sich aufgrund seines gegenüber Kali größeren Ionendurchmessers und seiner geringeren Hydratationsenergie den Tonmineralzwischen-schichten stärker nähern und diese zusammen halten. Durch diese "Sperrwirkung" kann das Cäsium durch Ionen kleineren Durchmessers (K^+ , Ca^{++}) nicht mehr herausgelöst werden.

6.4 $TF_{Cs,f}$ - Ergebnisse und Einschätzung

In Tab. 21 ist eine Übersicht über die Experimente mit Transferfaktoren nach Versuchsanordnungen aus beiden Aberntungen gegeben. Als Zwischenergebnisse können die arithmetischen Mittel der $TF_{Cs,f}$ - Werte nach Bodenarten gelten. Nach Bodentypen geordnet verläuft das Ausmaß der Nuklidaufnahme aus dem Boden in der Reihenfolge

Ackerpodsol > Organomarsch > Brackmarsch > Seemarsch

Ein Vergleich der Versuchsanordnungen zeigt den deutlich höchsten Transfer des Cäsium bei den Experimenten mit Originalbewuchs (s. Mittelwertvergleich 6.7.1). Hierfür kann die bereits zum Zeitpunkt der Versuchsanlage voll ausgebildete Pflanzenwurzel verantwortlich gemacht werden.

Die anderen Anlagevariationen lassen sowohl bei der 1. als auch bei der 2. Ernte keine systematische Aufnahmebeeinflussung erkennen.

Die Zeitspanne von der 1. zur 2. Aberntung von 1 Monat war anscheinend zu kurz, um merkliche Pflanzenaufnahmeveränderungen zu verursachen. Die arithmetischen Mittelwerte der $TF_{Cs,f}$ - Daten sind innerhalb eines Bodentyp für beide Ernten als gleich zu betrachten, wenn man die Standardabweichung des arithmetischen Mittelwerts ($\pm S.D.$) berücksichtigt.

Zur Verdeutlichung der Variabilität des Cs-Transfers aufgrund der kombinierten Einwirkung von bestimmaren Bodeneigenschaften, weniger quantifizierbaren Bodeneigenschaften und pflanzenphysiologischen und genetischen Faktoren, werden die relativen Variationskoeffizienten $V_r(\%)$ angegeben. Sie sind ein anschauliches Maß für die Aussagekraft der arithmetischen Mittel, da sowohl die Schwankung der subsummierten Einzelwerte als auch die Versuchszahl eingehen (Tab. 22).

Die Streubreite der Transferfaktoren dürfte sich unter Umweltbedingungen genauso widerspiegeln, sodaß niedrige TF -Werte in Dosisberechnungen jedenfalls nicht als konservativ im Sinne der Richtlinien gelten können.

Tab. 21

Übersicht über die Transferexperimente mit ^{134}Cs im Gefüeveruch im Gewächshaus, 1. Ernte 1980, Juli
 Einzelwerte d. 1. Ernte sind in Tab. aufgeschlüsselt.

Kurzbezeichnung	Cäsium-134 Eintrag	Ergebnisse $\overline{TF}_f$ (Bq/Kg Pflanz.) f / (Bq/Kg Boden)t (arithm. Mittel $\pm$ Standardabweichung aus je 3 ident. Versuchsanlagen)			
		Seemarsch	Brackmarsch	Organomarsch	Ackerpodsol
Soden	b)	---	---	---	---
		522 Bq injiziert	0,31 $\pm$ 0,05 0,17 $\pm$ 0,02	0,41 $\pm$ 0,10 0,38 $\pm$ 0,18	0,93 $\pm$ 0,08 1,16 $\pm$ 0,37
Soden + Schlick d)		---	---	---	---
		522 Bq in Schlick	0,19 $\pm$ 0,05 0,08 $\pm$ 0,02	---	---
Neuansatz	a)	---	---	---	---
		522 Bq mit 1 l Wasser aufgegossen	0,10 $\pm$ 0,02 0,05 $\pm$ 0,02	0,04 $\pm$ 0,003 0,08 $\pm$ 0,02	0,05 $\pm$ 0,008 0,11 $\pm$ 0,02
Neuansatz und höhere Aktivität b)		---	---	---	---
		4022 Bq mit 1 l Wasser aufgegossen	0,12 $\pm$ 0,02 0,10 $\pm$ 0,02	0,04 $\pm$ 0,005 0,06 $\pm$ 0,005	0,16 $\pm$ 0,04 0,23 $\pm$ 0,02
Cs-Träger	e)	---	---	---	---
		522 Bq + 1 g/m ² Cs-133 als CaCl ₂ -Lösung aufgegossen	0,07 $\pm$ 0,04 0,05 $\pm$ 0,01	---	---
Ofentrocknung	c)	---	---	---	---
		522 Bq aufgegossen	0,10 $\pm$ 0,03 0,11 $\pm$ 0,02	0,05 $\pm$ 0,02 0,06 $\pm$ 0,003	0,21 $\pm$ 0,08 0,34 $\pm$ 0,14
NPK	g)	---	---	---	---
		"	0,03 $\pm$ 0,01 0,05 $\pm$ 0,01	0,07 $\pm$ 0,02 0,13 $\pm$ 0,07	0,16 $\pm$ 0,05 0,12 $\pm$ 0,05
$\overline{TF}_f$ $\pm$ S.D. nach Bodenarten Anzahl der Einzelexperimente pro Ernte	n	---	---	---	---
		1. Ernte 2. Ernte	0,11 $\pm$ 0,02 0,07 $\pm$ 0,02	0,13 $\pm$ 0,02 0,09 $\pm$ 0,01	0,15 $\pm$ 0,04 0,18 $\pm$ 0,05
		n = 6	n = 33	n = 15	n = 15

Tab. 22

Ergebnisse der Transferexperimente mit ^{134}Cs im Gefäßversuch im Gewächshaus, 2. Ernten 1980

Kurzbezeichnung	Ergebnisse TF_f (Bq/Kg Pflanze) / Bq/Kg Boden) arithm. Mittel aus 4 Einzelwerten je Versuch; (rel.Var. Koeff. $Vr = \frac{s/\bar{x} \cdot 100}{\sqrt{n-1}}$ [%])			
	Seemarsch	Brackmarsch	Organomarsch	Ackerpodsol
Soden	---	$n = 11$ 0,25 (14%)	$n = 6$ 0,39 (29%)	$n = 6$ 1,05 (20%)
Soden + Schlick	---	$n = 12$ 0,13 (23%)	---	---
Neuansaat	$n = 6$ 0,07 (27%)	$n = 6$ 0,06 (24%)	$n = 6$ 0,08 (25%)	$n = 4$ 0,23 (41%)
Neuansaat + höhe- re Aktivität	$n = 6$ 0,11 (18%)	$n = 6$ 0,05 (12%)	$n = 6$ 0,19 (15%)	$n = 6$ 0,36 (34%)
Cs-Träger	---	$n = 11$ 0,06 (39%)	---	---
Ofentrocknung	---	$n = 12$ 0,10 (19%)	$n = 6$ 0,06 (17%)	$n = 6$ 0,28 (33%)
NPK-Dünger	---	$n = 8$ 0,04 (22%)	$n = 6$ 0,10 (43%)	$n = 6$ 0,14 (30%)
TF_f (Vr %) nach Bodenarten/Anzahl d. Einzelexperimente	0,09 (16%)	0,10 (12%)	0,16 (20%)	0,42 (16%)
	$n = 12$	$n = 66$	$n = 30$	$n = 28$

6.5 Qualitätsmaßstäbe zur Vergleichbarkeit des Pflanzenwachstums und damit der Transferbedingungen im Gewächshausversuch

Im Vergleich zum Graswachstum unter Freilandbedingungen wurde anhand der Aufwuchsdaten (Tab. 23) ein Maßstab gesucht, der einen Vergleich des Pflanzenwachstums im Gewächshaus mit Freilandverhältnissen ermöglicht.

Auch Unterschiede zwischen dem Wachstum der Pflanzen zu den beiden Erntezeitpunkten im Abstand von 1 Monat sollten aufgezeigt werden.

Dazu boten sich 2 charakteristische Größen als mögliches Maß an :

- die Bewuchsdichte bzw. der Ertrag E (g/m^2)
- das Verhältnis von Frischmasseaufwuchs zu Trockenmasse bzw. Heu $f:t$

Da der absolute Grasertrag pro Fläche sowohl im Freiland als auch im Gewächshausversuch in erster Linie jahreszeitabhängig ist und wegen der nur kleinen Vergleichsstichprobe an Freilandproben gleichen Erntedatums kein "Wachstumsgütevergleich" zwischen Pflanzschalen und Freilandernnten durchgeführt werden kann, wird als jahreszeitlich stabilerer Faktor das Verhältnis Frischmasseertrag : Trockenmasse gewählt. (Tab. 23 , Abb. 21).

Neben einem Vergleich der Daten aus den Versuchsanordnungen im Gewächshaus untereinander werden sie mit Daten aus Freilandgrasernten aus dem Untersuchungsgebiet verglichen.

Hier weist sich ein deutlicher Unterschied zwischen Freiland- und Gewächshausneuansaat aus. Der Frischmasseertrag ist im Durchschnitt aller Schalen von der 1. zur 2. Ernte von

$512 \text{ g}/\text{m}^2$ auf $157 \text{ g}/\text{m}^2$, um rund 70%, gesunken.

Nicht so stark gefallen ist dagegen der Trockenmasseertrag von $62 \text{ g}/\text{m}^2$ auf $38 \text{ g}/\text{m}^2$, um rund 40%.

Das Verhältnis $f:t$ fällt deutlich von der 1. zur 2. Aberntung ab, dies gilt hauptsächlich für die Versuchsvarianten mit neuengesättem Bewuchs, weniger stark, aber noch erkennbar ist der Abfall bei den Schalen mit Originalbewuchs.

Abb. 20

Mittlere Frischmasseerträge nach Entnahmeorten (g/m^2)
 Rückgang von 1. zur 2. Aberntung um 70% bei der Frischsubstanz
 um 39% bei der Trockensubstanz

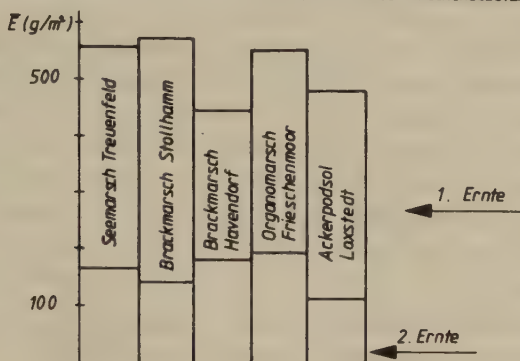
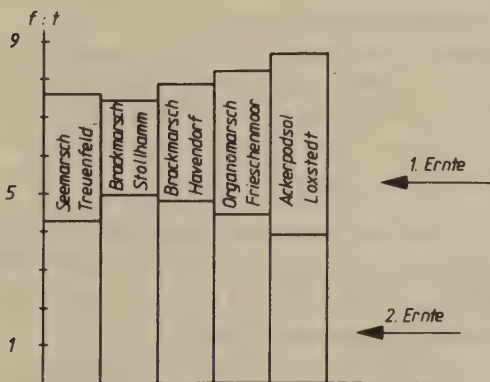


Abb. 21

Verhältnis Frischsubstanz : Trockensubstanz $f:t$
 des Grases



Da f/t anscheinend nicht saisonabhängig ist, läßt es sich mit den Freilanddaten von unterschiedlichen Erntezeitpunkten vergleichen und erweist sich im Mittel im Gewächshaus als fast doppelt so hoch (s. Abb. 24). Damit zeigt es verläßlich einen Wachstumsunterschied zum Freiland auf. Die Aufwuchsmassen eignen sich als Qualitätsmaßstab für das Pflanzenwachstum nicht, da sie deutlich saisonabhängig sind. Im Vergleich der Bodentypen erbrachte der Ackerpodsol den geringsten Ertrag.

Bei $n=37$ Freilandproben (für fallout Grasgehaltsanalysen) ergibt sich im Mittel ein signifikant kleineres Verhältnis von $4,7^{+0,9}$ gegenüber einem Mittel von $8,3^{+2,5}$ ($n=82$) im Gewächshaus, 1. Ernte. Bei den Gefäßen mit Originalsodenbewuchs ist das Verhältnis von Frischmasse : Trockenmasse von vornherein kleiner als bei der Neuansaat (~ 6).

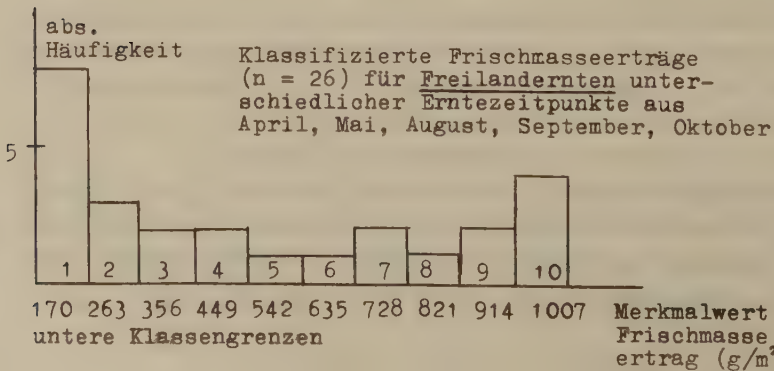
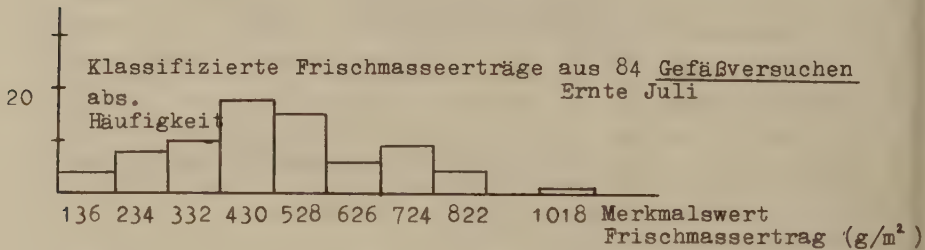
Das Verhältnis Frischsubstanz : Trockensubstanz verschiebt sich von der 1. Ernte (1 Monat alter Bewuchs) zur 2. Ernte (2 Monate alter Bewuchs) in Richtung Trockensubstanz, d.h. es wird kleiner und kommt dem Verhältnis aus dem Freiland nahe (s. Abb. 24).

Die mittleren Frischmasseerträge liegen in allen betrachteten Fällen innerhalb der breiten Spannweite mittlerer bis guter Weidegraserträge (nach G ö t z / K o n r a d 78 $220-1680 \text{ g/m}^2$). Die Gewächshausschalenerträge verhalten sich normalverteilt um den Medianwert 529^{+180} g/m^2 (s. Abb. 22, 23).

Von der 1. zur 2. Aberntung zeigte sich eine rapide Abnahme der Aufwuchsmassen pro Gefäß aufgrund von Nährstoffverknappung in den ungedüngten Gefäßen (Abb. 20).

Ein Einfluß auf die Höhe des Cs- Transfers vom Boden in den Aufwuchs wird nicht deutlich (s. Tab. 21 Übersicht... 1. und 2. Ernte).

Abb. 22



Ein t-Test zum Vergleich der Ertragsmittel an Pflanzenfrischmasse der 1. Aberntung der Schalenversuche im Gewächshaus ergab, daß die Erträge auf der mittleren (m) und oberen (o) Stellagenetage im Gewächshaus im Mittel über alle Anlagevarianten als gleich zu betrachten sind, auf der unteren (u) Stellagenetage aber ein im Mittel geringerer Ertrag erzielt wurde.

$\bar{E}$ = Frischmasseertrag (g/m^2); Standort in der Gewächshausstellage

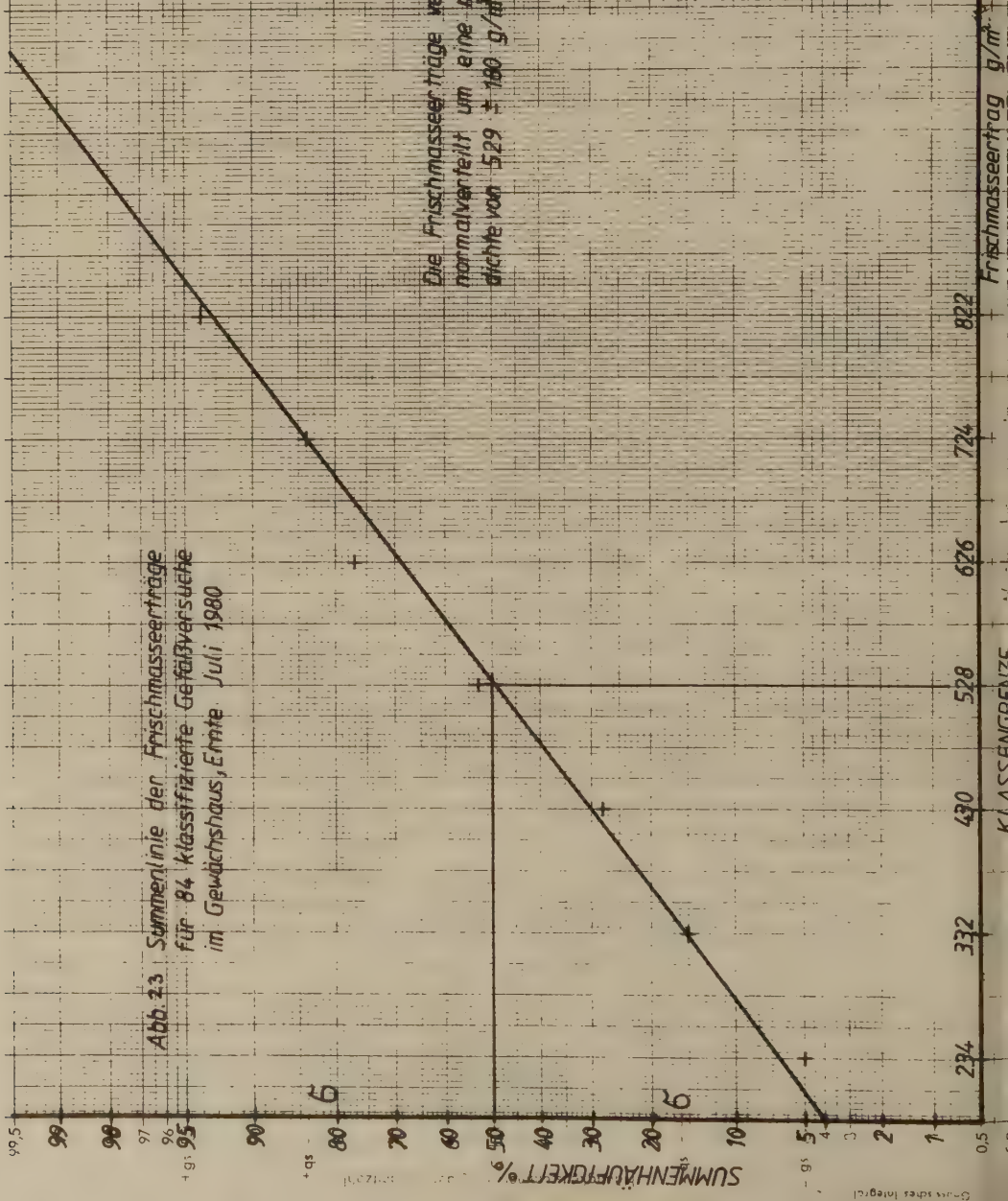
$$\begin{array}{ll} \bar{E}_o = 529 \approx \bar{E}_m = 561 & 95\% \text{ VB für } \bar{E}_m, \bar{E}_o : 524 \leq \wedge \leq 577 \\ \bar{E}_u = 481 \neq \bar{E}_o \text{ bzw. } \bar{E}_m & 95\% \text{ VB für } \bar{E}_u : 457 \leq \wedge \leq 505 \end{array}$$

Der geringere Pflanzenfrischmasseertrag auf der unteren Stellagenetage (~ 70 cm über dem Erdboden) ist vermutlich durch beschränkteren Lichteinfall zu erklären.

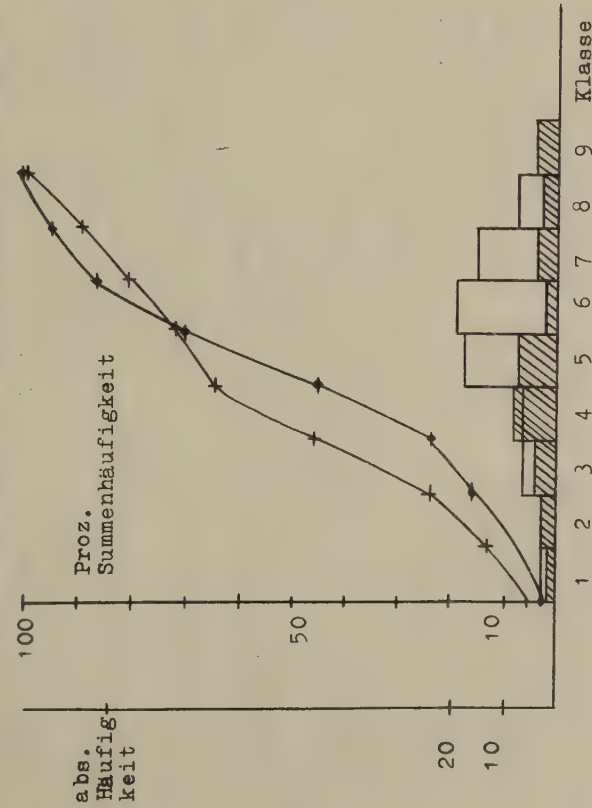
Um zu zeigen, ob mögliche Unterschiede im Kleinklima des Gewächshauses systematischen Einfluß auf die Höhe des Cs-Transferfaktors hatten, wurden über alle Anlagevarianten der Schalenexperimente einer Stellagenetage-jeweils für die 1. und die 2. Aberntung getrennt- die arithmetischen Mittel der $TF_{Cs,f}$ -Daten verglichen. Diese Mittelwerte sind innerhalb des 1-Sigma-Fehlers für beide Ernten als gleich zu betrachten, sodaß angenommen werden kann, daß auf den 3 Etagen mit identischen Versuchsanlagen im Mittel identische Transferbedingungen herrschten.

Arithmetische Mittel der $TF_{Cs,f}$ -Daten nach Stand im Gewächshaus				
o - obere Etage der Stellage	1. Ernte	$0,16 \pm 0,04$	2. Ernte	$0,21 \pm 0,09$
m - mittlere " " "	"	$0,21 \pm 0,05$	"	$0,23 \pm 0,05$
u - untere " " "	"	$0,16 \pm 0,04$	"	$0,20 \pm 0,06$

Abb. 23. Summenlinie der Frischmasseerträge für 84 klassifizierte Gefäßversuche im Gewächshaus, Ernte Juli 1980



Frishensubstanz : Trockensubstanz der Grasaufwuchsmassen im Gewächshaus zum Freiland



n 82
 $x_{\min}$ 2,4
 $x_{\max}$ 13,3
 $\bar{x}$ -S.D. $8,3 \pm 2,5$



Ein Mehrfelder-Chi-Quadrat Test
 ergab auf dem 5% Niveau mit 2
 Freiheitsgraden, daß die in Klassen
 eingeteilten Verhältnisse

Frishensubstanz : Trockensubstanz
 des Bewuchses auf der Abszisse
 gegen die Summenhäufigkeiten (% vonn)
 auf der Ordinate nach dem Gauß'schen
 Integral im Wahrscheinlichkeitsnetz
 aufgetragen- als Gerade vorliegen.
 Diese Anpassung charakterisiert
 das Vorliegen von normalverteilten
 Werten des Verhältnisses
 Frishensubstanz : Trockensubstanz.

Tab. 23 Erträge E (g/m^2) 1. Aberntung 2. Aberntung der Gewächshausschalenversuche
 Frischsubstanz f
 Trockensubstanz t

Kurzbezeichnung	SMa		BrMa		BrMa		OrgMa		Ackerpodsol		Mittlere Erträge	
	f	t	f	t	f	t	f	t	f	t	f	t
Soden	Treu_enfeld		Stollhamm		Havendorf		Frieschenmoor		Loxstedt			
	f	t	f	t	f	t	f	t	f	t	f	t
Soden + Schlick												
Neuansaat Oberboden												
Neuansaat Oberboden+höh. Akt.												
mit Cs Träger												
Ofentrocknung												
Blattoberflächen- aufnahme												
NPK												

6.6 Möglichkeiten und Grenzen der Behandlung von Gefäßversuchen gemäß regional üblicher Praxis im realen Weideland

Nachdem sich gezeigt hat, daß Transferbedingungen im Gewächshaus zwar im großen und ganzen mit Freilandtransferbedingungen verglichen werden können, wenn darauf geachtet wird, die Einrichtung und Behandlung der Versuchsanlagen an landwirtschaftliche Praktiken anzunähern, gilt es, diejenigen Parameter aufzuzeigen, die einerseits für den Radionuklidtransfer bedeutend und andererseits durch Gefäßversuche nicht zu imitieren sind.

Schnittzeitpunkt und -häufigkeit sind neben den Bodenparametern für die Höhe des Transferfaktors von Bedeutung.

Die Nährstoffverwertung, d.h. die Bildung und Einlagerung von Assimilaten bestimmt das Verhältnis von aufgenommenem Cs zu gebildeter Trockensubstanz. Die Zuwachsraten verändern sich jahreszeitlich, sie nehmen zum Sommer und zum Jahresende hin ab. Im Frühsommer geschnittenes bzw. sehr junges Gras weist daher höhere Mineralstoffgehalte und Wassergehalte auf. Es wurde versucht, Erntezeitpunkte sowie Alter des Grases der landwirtschaftlichen Praxis anzulehnen. Viehauftrieb findet Mitte April bis Mitte Mai, Viehabtrieb zwischen Oktober und November statt. Die Erntezeitpunkte 1981 bei den Monolithen sind mit einem etwas späten ersten Heu- bzw. Silageschnitt vergleichbar. Die Ernte der Schalenversuche liegt in der Zeitspanne des zweiten Silageschnitts. Da die Weideumtriebszeiten während der gesamten Weideperiode durchschnittlich 4 Wochen betragen, wurde jeweils 4 Wochen alter Grasaufwuchs geerntet.

Unterschiede zur landwirtschaftlichen Praxis ergeben sich allerdings durch die fehlende organische wie anorganische Ersatzdüngung, sowie Tritt- und Bißverletzungen der Grasnarbe durch das weidende Tier.

Bei der kurzen Versuchsdauer der Gewächshausschalenversuche dürfte sich dies weniger stark ausgewirkt haben, als bei der zweijährigen Anlage der Großgefäßversuche. Der kontinuierliche Ertragsrückgang bei dem von Natur aus bereits nährstoffarmen Ackerpodsol dürfte darin seine Ursache haben.

Im Gegensatz zum ausgewachsenen Dauerbewuchs im Freiland, bei den Monolithen und bei den Schalen mit Sodenbewuchs, ergab sich bei den neu eingesäten Schalen mit 2 Monate altem Bewuchs ein geringerer Trockenmasseanteil am Aufwuchsertrag (nur 10% gegenüber sonst rund 20%).

6.7 Endergebnisse und Vergleich der Transferfaktoren aus den Schalenversuchen nach Versuchsanlagevarianten

Zum Vergleich der Transferfaktoren $\overline{TF}_{Cs,f}$ bei unterschiedlichen Anlagevarianten wurden Stichprobenvergleiche zwischen je 2 Anlagevarianten an streng vergleichbaren Unterstichproben (Gleichheit von Struktur und Beobachtungsverfahren) mittels Student's t-Test auf Verschiedenheit der Mittelwerte ausgeführt. Aus den Versuchsserien wurden jeweils streng vergleichbare Stichproben zusammengestellt - hinsichtlich Probenahmeorten, Bodentypen, Anzahl von Werten aus 1. und 2. Aberntung, annähernd gleicher Anzahl- und getestet.

Tab. 24

Ergebnisse der t-Tests auf Verschiedenheit der $\overline{TF}_{Cs,f}$ -Werte aus den Schalenversuchen nach Anlagenvarianten

Charak. Kennworte der Anlagevariation Ergebnis des t-Test	n_1	n_2	$\overline{TF}_1$	$\overline{TF}_2$	ν	α (%)	$\hat{t}$	$t_{\nu,\alpha}$
1 2								
Neuansaat $\approx$ Neuansaat + höh. Akt.	24	22	0,177	0,098	38	5	1,780	2,024
Soden > Neuansaat	16	16	0,514	0,108	30	0,05	4,237	3,646
Ofentrocknung $\approx$ mit Cs-Träger	12	12	0,101	0,088	22	5	0,360	2,080
Ofentrocknung $\approx$ NPK	24	21	0,134	0,100	41	5	0,929	2,020
Soden > Soden mit Schlick	11	11	0,246	0,111	20	0,5	3,159	2,845

Dies Verfahren ergibt, ob die Mittelwerte der gewählten Anlagevarianten als voneinander verschieden anzusehen sind, oder sich nicht signifikant zur gegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit unterscheiden. Ob ein so ermittelter Unterschied auf den absichtlichen Versuchsanlagenunterschied zurückzuführen ist, oder ob andere Randbedingungen, die insgesamt eine breite Streubreite aller Werte erzeugten, als Ursache zu betrachten sein sollen, kann durch den t-Test allein nicht entschieden werden.

Darüber entscheiden die später darzustellenden Prüfungen auf Korrelationen (6.8.1) zwischen der Höhe eines mittleren Transferfaktors aus den Versuchen gleicher Anlagenvariation und dem quantifizierten Parameter mittels der Produkt - Momenten - Formel.

6.7.1 Bewertung

Neuansaat - Neuansaat+ höhere Aktivität a) - h)

Das Ergebnis eines geringfügig kleineren mittleren Transfers bei den Versuchsanlagen mit 7,7-fach höherer Aktivität erweist sich als nicht signifikant und ist nach dem Ergebnis der Korrelationsrechnung in 6.8.1, die für den verwendeten Konzentrationsbereich keine Konzentrationsabhängigkeit des Transfers von Cs ergab, nicht auf den Einfluß der gewählten Anlagevariante zurückzuführen. Vielmehr spiegelt sich die insgesamt starke Streubreite der erhaltenen Werte (die relativen Variationskoeffizienten der zu vergleichenden Versuchsanlagengruppen bewegten sich zwischen 12 und 41%) auch in dieser Gegenüberstellung wieder.

Soden - Neuansaat b) - a), h)

Mittels des einseitigen t-Tests war ein Vergleich der $TF_{Cs,f}$ -Mittelwerte von Sodenversuchsschalen und Oberbodenversuchsschalen bei gleichen Anteilen der drei Bodentypen Brackmarsch, Organomarsch und Ackerpodsol in den Stichproben vorgenommen worden. Es ergab sich, daß der $TF_{Cs,f}$ -Mittelwert von 0,52 auf dem 0,05%-Niveau signifikant höher gegenüber dem Mittelwert 0,11 bei Oberbodenversuchsschalen bei 2 Stichproben von $n=16$ Einzelwerten anzusehen ist.

Im Grasland nimmt das flachwurzelnde Gras von der obersten organischen Auflagenschicht zurückgehaltenes Cs schon auf, bevor es in tiefer liegenden Tonmineralschichten fixiert werden kann. In beackerten Böden (vergleichbar den vermischten entnommenen Schalen mit Neuansaat) nehmen Pflanzenwurzeln meist weniger ^{137}Cs auf, als in Wiesenböden, da die organische Oberschicht der Wiesenböden Kationen absorbiert, aber nicht fixiert. Außerdem ist, insbesondere bei organischen Böden mit hohem Wassergehalt die Pflanzenbasisaufnahme möglich, sodaß kombinierte Pflanzenbasisaufnahme+Wurzelaufnahme vor sich geht (H e b e l 73).

Es scheint nicht die Form der Aktivitätsapplikation für den beobachteten im mittel höheren Transfer bei den Sodenschalen verantwortlich zu sein, sondern vielmehr der Wachstumsvorsprung und die dadurch bedingte direkte Wurzelaufnahme der eingebrachten Cs-Lösung bei einer physiologisch voll ausgebildeten Pflanzengesellschaft gegenüber 4 Wochen altem Bewuchs, wie der Vergleich der geometrischen Aktivitätsverteilung zeigte.

Bei der Errechnung des Transferfaktors stellt die rechnerische Annahme der Gleichverteilung der eingegebenen Aktivität im Boden die beste Mittelung für den Erhalt der spezifischen Bodenaktivität dar. Durch die Verarbeitung des Gesamtaufwuchses des Versuchsgefäßes bei der Probenpräparation findet ebenso eine Mittelung über die Pflanzenaktivität von $0,15 \text{ m}^2$ Bewuchsfläche statt. Durch die ausgeprägte Durchwurzelung der Pflanzgefäße bis zum Grund ergibt sich selbst bei ungleichmäßiger Aktivitätsverteilung im Boden eine starke integrierende Wirkung der Pflanzenwurzeln.

Ofentrocknung - Cs-Träger c) - e)

Zwischen den Transferfaktormittelwerten auf ofengetrocknetem Boden im Vergleich zu gleichartig entnommenem Brackmarschboden gleichen Standorts, der zusätzlich zur ^{134}Cs -Aktivität mit stabilem Träger-Cs versetzt worden war, besteht kein Unterschied.

Ofentrocknung - NPK c) - g)

Der Mittelwert $\overline{TF}_{\text{Cs},f}$ bei ofengetrocknetem Versuchsboden gegenüber leicht mineralgedüngtem Boden ist nicht signifikant höher. Angesichts der geringen NPK-Düngung

(s. 6.2.7) ist die Differenz eher der allgemein breiten Varianz der Transferfaktorwerte als einem etwaig höheren Angebot an verfügbaren Konkurrenzionen im Boden zuzuschreiben. Zieht man zur Beurteilung der Düngewirkung einen Aufwuchsmassenvergleich der NPK-gedüngten Gefäßserie zu einer vergleichbaren nicht so behandelten hinzu, so ergibt sich, daß der mittlere Frischmasseertrag nicht signifikant höher liegt.

t - Test zum Vergleich der mittleren Frischmasseerträge
NPK-gedüngter und ungedüngter Versuchsschalen

Serie g)	Serie e)	
$n_1 = 12$	$n_2 = 12$	$\nu = 2n - 2 = 22$
$\bar{E}_1 = 599$	$\bar{E}_2 = 558$	Frischmasseertrag (g/m^2)
$s_1 = 55,6$	$s_2 = 55,5$	

$$\hat{t} = \frac{\bar{E}_1 - \bar{E}_2}{\left(\frac{s_1^2 + s_2^2}{n} \right)^{1/2}} = 1,8 ; \quad t_{\nu, \alpha} = t_{22; 0,05} = 2,07$$

Da $\hat{t} < t_{\nu, \alpha}$ kann die Nullhypothese $\bar{E}_1 = \bar{E}_2$ nicht abgelehnt werden, sodaß die mittleren Frischmasseerträge als nicht verschieden gelten müssen.

Soden - Soden mit Schlick

b) - d)

Der mittlere Cs-Boden-Pflanzentransfer war bei Schalen mit Sodenbewuchs und injizierter Aktivität deutlich höher, als bei Schalen mit Sodenbewuchs, bei denen die Aktivität mit Grabensediment vermengt auf die Pflanzenoberfläche aufgebracht wurde. Obwohl bei diesem Versuchsarrangement Oberflächen+Wurzelaufnahme zusammenkommen, ist der resultierende Transfer geringer, da wahrscheinlich eine Fixierung von Cs-Ionen an den Tonteilchen der wässrigen Schlamm/Schlickmischung der Pflanzenaufnahme vorausgeht und die Grassoden durch die Schlickbedeckung zunächst behinderte Wachstumsbedingungen vorfinden. Eine etwaige Aufwuchsertragserhöhung bei den schlickbedeckten Flächen durch Düngewirkung des Schlicks (seiner N-haltigen Faulschlammprodukte etc.) läßt sich nach einem t-Test der mittleren Aufwuchsmassen nicht behaupten und würde sich in der realen Weidesituation auch erst nach einer Zeitspanne > 2 Monate einstellen.

Blattoberflächenaufnahme f)

Tab. 25 Versuchsergebnisse zur ^{134}Cs - Resorption
durch die Blattoberfläche des Grases

	Akt.i.d. Trockensub. (Bq/g)	Akt.i.d. Frischsub. (Bq/g)	Frish- masse (g)	^{134}Cs (Bq)	^{134}Cs (%)	$\bar{x}$ (%)
Hartwarden						
1	$5,7 \pm 0,025$	$2,4 \pm 0,01$	18,1	$43,4 \pm 0,19$	8,3	
2	$6,6 \pm 0,026$	$0,99 \pm 0,004$	80,0	$79,2 \pm 0,32$	15,2	$11,0 \pm 0,05$
3	$5,1 \pm 0,022$	$0,65 \pm 0,003$	78,3	$50,9 \pm 0,23$	9,8	
Stollhamm						
4	$2,6 \pm 0,018$	$0,60 \pm 0,004$	60,0	$36,3 \pm 0,24$	6,9	
5	$7,4 \pm 0,028$	$0,90 \pm 0,003$	106,5	$95,8 \pm 0,32$	18,4	$17,5 \pm 0,06$
6	$7,8 \pm 0,028$	$1,1 \pm 0,004$	87,3	$87,3 \pm 0,35$	16,7	

Bei dem im Mittel zurückgehaltenen Anteil von 11 - 17,5% der aufgesprützten Aktivität handelt es sich um den Anteil, der auch durch Waschung des frisch geernteten Grases nicht abgespült werden konnte.

Er entspricht damit der von D a h l m a n n 74 definierten Nettoablagerung, d.h. der Ablagerung, die auch durch Witterungseinflüsse nicht von der Blattoberfläche entfernt wird und deshalb in der realen Weidesituation dem Vieh bei der Ingestion zur Verfügung steht.

Durch die verminderte Bodenbelüftung, die durch die Versuchsanlage bedingt war, ergaben sich nach dem Hindurchwachsen des Grases durch die Folienspalten nur noch sehr geringe Frischmasseerträge, im Mittel 416 g/m^2 . Dieser Wert ist geringer als das Mittel aus allen Schalenversuchen, 1. Aberntung, liegt jedoch innerhalb des von G ö t z / K o n - r a d mit normalem Weidegrasertrag charakterisierten Wertebereich von $220 - 1680 \text{ g/m}^2$, in den 'Allgemeinen Berechnungsgrundlagen' (BMI 79) wird eine Bewuchsdichte von 850 g/m^2 zugrunde gelegt.

Der erhaltene Anteil resorbierter Aktivität durch die Pflanzenoberfläche bei auf Brackmarschboden gewachsenen Graspflanzen ähnelt dem in den 'Allgemeinen Berechnungsgrundlagen' aufgeführten washout-Faktor f_w von 0,2, entsprechend 20%. Dieser Faktor soll jedoch den Anteil der niederregnenden Aktivität darstellen, der trotz Regen von der Pflanzenoberfläche zurückgehalten werden kann. Die Gefäßversuche waren keiner Beregnung ausgesetzt, sondern es wurde direkt in den Boden hinein gegossen, um keine Aktivität in den Boden hinein zu spülen und so wiederum kombinierte Wurzel- Blattaufnahme zu verursachen.

In der Realität stellt sich entgegen einer einmaligen Applikation der Aktivität erst allmählich ein Gleichgewicht ein, da mit kontinuierlicher Beaufschlagung gerechnet wird. Da h l m a n n gibt an, daß in der Natur die Hälfte des auf der Pflanzenoberfläche aufgefangenen ^{137}Cs aus dem washout innerhalb von 14-30 Tagen wieder durch Abspülung verloren geht.

Vergleichbare Versuche zur Rückhaltung wässriger ^{137}Cs - Lösung erbrachten :

initial retention

bei K i r c h m a n n et al 67 6 - 13% für rye gras ,

bei M i d d e l t o n 59 14 - 31% für Weizen .

B o o n e 81 nimmt als Anteil aerosolförmiger Aktivität, der auf der Pflanze zurückbehalten werden kann

20 % an.

Im Richtlinienwerk der Comission of the European Communities (C o m E u r C o m 1979) wird ein interception factor von

$0,2 \hat{=} 20\%$

angesetzt, der sowohl feuchte als auch trockene Radionuklid-deposition berücksichtigt soll.

6.8 Korrelationsrechnungen zum Boden - Pflanze - Transfer

In der Literatur finden sich Korrelationsanalysen zwischen Transferfaktoren und Bodeneigenschaften oder anderen Randbedingungen von Versuchen wie Anbaumethoden, Klima oder Pflanzeigenschaften sowohl bei Experimentatoren zur Auswertung eigener Transferfaktorbestimmungen (u.a. Barber 64, Andersen 67, D' Souza 72, Stockam 76) als auch bei Autoren, die experimentelle Arbeiten mit dokumentierten Bodeneigenschaften zusammenstellen und so bivariaten Korrelationstests unterziehen (Biesold 78, Boikat 78, Franke 81 u.a.).

Sie haben ihre Bedeutung durch die Möglichkeit, Zusammenhänge zu quantifizieren und besonderen Wert bei homogenen Stichproben, wie sie sich in einem definierten Probenahmegebiet mit vergleichbaren experimentellen Probengewinnungsmethoden ergeben.

Als solche homogene Stichprobe wird die Gewächshausschalenserie angesehen. Daher wird in der sich ergebenden Datenmenge der $TF_{Cs,f}$ -Werte, 1. Aberntung, nach bivariaten Korrelationen mit Bodeneigenschaften oder Behandlungen gesucht.

Als Voraussagemethode für die praxisgerechte Ermittlung standortspezifischer Transferfaktoren sind Korrelationsrechnungen jedoch weniger geeignet, da sie noch eine ganze Reihe Unsicherheiten offenlassen und das Zusammenwirken unterschiedlicher Einflußgrößen unberücksichtigt lassen.

Bei der Auswertung von 80 Publikationen über den Einfluß ausgewählter Parameter auf den Radionuklidtransfer (hier: Cs in Gräser), erhielten Franke et al 81 286 Datenpunkte und fanden signifikanten Einfluß folgender Bodenparameter auf die Höhe des Cs-Transfers: (geordnet nach der Stärke der Korrelation bemessen durch den Stichprobenkorrelationskoeffizienten r)

pH-Wert ($r=-0,49$) > Tongehalt ($r=-0,46$) > Organische Bestandteile ($r=0,24$) > Gesamtkationenaustauschkapazität ($r=0,22$).

Die Autoren folgern, daß die niedrigen Korrelationskoeffizienten eine Vorhersage der Transferfaktoren Boden-Pflanze anhand bekannter Bodenparameter als nicht ausreichend sicher erscheinen lassen.

Heine und Wiechen 79 finden bei linearen Regressionsanalysen zwischen TF_{Cs} von Weidevegetation im Marschenland und Glühverlust, pH, austauschbarem K (K_{ex}) und Gesamt-K des Bodens nur zwischen TF_{Cs} und Gesamt-K Gehalt eine Korrelation mit $r = -0,631$ (bei $\alpha = 0,01$). Für Böden mit Tongehalten zwischen 13 und 58% findet Barber 64 als Korrelationskoeffizient zwischen ^{137}Cs -Aufnahme und Tongehalt $r = -0,47$ und zwischen TF_{Cs} und K_{ex} $r = -0,51$, also ebenfalls keinen engen Zusammenhang. Dagegen herrscht eine deutlich signifikante Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aufnahme und dem Gehalt an organischer Substanz ($r = 0,94$).

Bei Korrelationen zwischen Cs-Aufnahme und pH-Wert muß problematisiert werden, daß der pH-Wert lediglich ein Anzeiger des Zustands der Nährstoffversorgung des Bodens mit mineralischen und organischen Bodenkomponenten sein kann, die ursächlich auf den Boden -Pflanzen - Transfer Einfluß nehmen, und nicht selbst Einfluß nimmt.

Die insgesamt niedrigen, wenn auch gesicherten Korrelationskoeffizienten zeigen einen nur losen Zusammenhang zwischen den untersuchten Bodenparametern und dem Cs-Transfer bei den meisten Literaturdaten wie auch bei den Meßwerten (Tab.27) auf.

Erweiterten Informationsgehalt über das Zusammenwirken von Einflußparametern auf die Pflanzenaufnahme können multiple Regressionen zwischen LOG TF und umweltbedingten Parametern liefern. Garten et al stellten so 1977 fest, daß die Verfügbarkeit von Cs im Boden für die Pflanzen abnimmt, wenn die Bodenfeuchtigkeit, der Anteil organischer Bestandteile, das austauschbare Kalium und die kleinste Korngrößenfraktion des Bodens steigen und konnten bis 49,6% der Gesamtvarianz auf diesem Wege erklären.

6.8.1 Korrelationsrechnungen am Datenmaterial

$TF_{Cs,f}$ - Werte der Schalenversuche im Gewächshaus,
Schnitt 22.7.80. Wertezusammenstellung in Tab.26

Anwendung der Produkt- Momenten- Formel:

Der Korrelationskoeffizient als Maß eines vermuteten
Zusammenhanges zwischen der Zielgröße $TF_{Cs,f}$ und einer
möglichen Einflußgröße E errechnet sich für alle $n > 10$ als

$$r = \frac{\sum TF \cdot E - \frac{1}{n} (\sum TF)(\sum E)}{\sqrt{\left[\sum TF^2 - \frac{1}{n} (\sum TF)^2\right] \left[\sum E^2 - \frac{1}{n} (\sum E)^2\right]}}$$

Bei kleinen Stichproben mit $n < 10$ wird der Korrelations-
koeffizient r^* gebildet (S a c h s 74)

$$r^* = r \left(1 + \frac{1 - r^2}{2(n-3)} \right)$$

Die Anzahl der Freiheitsgrade bestimmt sich nach $\nu = n - 2$.
Die bei Vorgabe einer gewählten Irrtumswahrscheinlichkeit α
erhältlichen zufälligen $r_{\nu,\alpha}$ -Tafelwerte werden mit
dem errechneten r verglichen. (S a c h s 79)

Bei $|r| > |r_{\nu,\alpha}|$ sind die Zielgröße TF und ihre jeweilige
Einflußgröße E signifikant korreliert.

Zwischen den folgenden in Tab.26
zusammengestellten Einflußgrößen E und $TF_{Cs,f}$ - Werten (kurz:
TF) wurde das Bestehen einer Korrelation geprüft.
Neben ν, α sind r und $|r_{\nu,\alpha}|$ aufgeführt sowie das Ergebnis
der Prüfung benannt.

Tab. 26

Wertezusammenstellung für lineare Korrelationsanalysen

TF_{CS,f} - Werte, Ernte 22.7.80, gegen Einflußgrößen, bodenbedingt
 Gefäßversuchsserie im Gewächshaus

Probenahmeort	Zielgröße TF _{CS,f}	Einflußgröße E				Ton + Schluff [%]	K _{KAK} [mval/100g]
		K _{Ges} [mg/g]	C [%]	Glüh- verlust[%]	pH		
Stollhamm Übergangsbrack- marsch	0,09 0,05 0,09	14	4,9	13,6	5,0	32,2	62,0
	0,02 0,14 0,24						1,7 19,8
	0,01 0,05 0,04						
	0,33 0,43 0,36						
	0,05 0,04 0,03						
Hartwarden Kalkbrackmarsch- allgem. Brackm.	0,03 0,04 0,04						
	0,02 0,05 0,01	11,4	1,8	8,0	5,1	26,4	53,2
	0,02 0,07 0,08						1,0 n.b.
	0,38 0,21 0,29						
Treuenfeld Seemarsch	0,01 0,30 0,02						
	0,30 0,35 0,07						
	0,13 0,16 0,07	20,6	2,4	13,9	6,1	45,5	77,4
	0,15 0,08 0,06						1,2 n.b.
Loxstedt Ackerpodsol	0,13 0,29 0,07						
	0,06 0,20 0,38	4,4	3,3	4,4	4,5	5,3	10,9
	0,92 1,10 0,76						1,2 n.b.
	0,10 0,13 0,45						
Frieschenmoor Organomarsch	0,19 0,11 0,08						
	0,11 0,06 0,04	11,6	26,6	56,4	4,9	4,5	29,5
	0,03 0,09 0,03						0,9 109,2
	0,50 0,56 0,16						
	0,07 0,22 0,19						
	0,04 0,07 0,04						

Schätzergebnisse der einfach linearen Korrelationen s. Tab. 27

Tab. 27

Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen zwischen $TF_{Cs,f}$ und Bodeneinflussgrößen E

E	ν	α (%)	r	95%-VB für r	$r_{\nu,\alpha}$	Ergebnis
$K_{ges.}$	67	1	-0,36	-0,55...-0,10	0,31	sig.korr.
Ton- + Fein- schluff	67	1	-0,34	-0,52...-0,10	0,31	sig.korr.
Tongehalt	67	5	-0,26	-0,46...+0,01	0,237	" " §
pH- Wert	67	5	-0,266	-0,45...+0,01	0,237	" " §
C (%)	67	5	-0,075	-0,29...+0,19	0,237	nicht korr.
Glühverlust	67	5	-0,16	-0,38...+0,11	0,237	" "
mit Cs- Träger	4	5	+0,16	-0,68...+0,80	0,81	" "
Konz. des Cäsium-134	22	5	+0,28	-0,12...+0,60	0,413	" "
KAK	31	5	+0,11	-0,25...+0,45	0,344	" "
K_{ex}	67	5	-0,08	-0,30...+0,18	0,237	" "

Die korrelierten Daten sind die in der Wertezusammenstellung Tab.26 angegeben.

Die 95%-Vertrauensbereiche für den Korrelationskoeffizienten sind einer Tabelle nach David 38 entnommen.

§

Da in diesen Fällen der 95%-VB für $r = 0$ einschließt, kann von einer echten Korrelation, für die $r \neq 0$ vorausgesetzt wird, nicht gesprochen werden (trotz $|r| > |r_{\nu,\alpha}|$).

7. Gefäßversuche unter Freilandbedingungen mit ^{137}Cs und ^{60}Co

Zum Studium des Verhaltens der ausgewählten Nuklide ^{137}Cs und ^{60}Co im Boden - Pflanzensystem unter Freilandwitterungsbedingungen wurden zu Großgefäßversuchen Monolithblöcke der Ausmaße $0,5 \times 0,5 \times 0,5 \text{ m}^3$ an 3 Standorten unterschiedlichen Bodentyps ausgehoben.

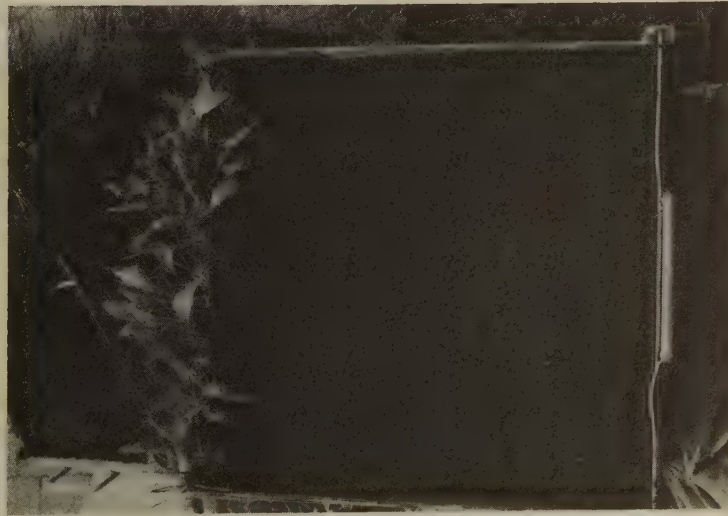
7.1 Versuchseinrichtung der Monolithversuche

Die Probenahmeorte in der Wesermündungsregion waren
Grönland - ausgeprägte Seemarsch
Frieschenmoor - Organomarsch
Loxstedt - Ackerpodsol (s. Kap. 3, Abb. 5).



Abb. 25 Monolithsäulenentnahme

Die Monolithe wurden in Flüssigkeitsauffangbehältern auf dem Universitätsgelände beim Gewächshaus unter freiem Himmel aufgestellt.



Veg.:

Weidelgras, Knaulgras, Wiesenrispe
Weißklee, Löwenzahn, HahnenfußA_hbraungrauer Oberboden, krümelig bis subpoly-
edrisches Gefüge, stark durchwurzelt, kalk-
haltig; schluffig - toniger Lehm

25 cm

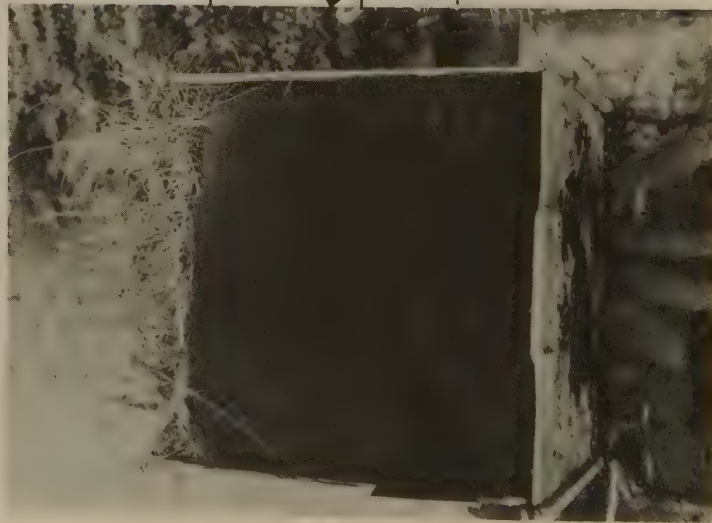
G_oGrundwasserbeeinfluster Horizont; subpoly-
edrisches bis polyedrisches Gefüge; rost-
fleckig, stark kalkhaltig;
Wurzeln wachsen entlang von Spalttrissen

A Oberboden

h von Huminstoffen dunkel gefärbt

G Grundwasserbeeinflust, von Gley

o oxidierende Prozesse überwiegen



Veg.: Weidelgras, Wiesenrispe, einjährige Rispe
Lieschgras, Weißklee, Löwenzahn

0 cm

A_h

schwarzbrauner, stark humoser, krümeliger
Oberboden mit graubraunen Tonklumpen durch-
setzt; stark durchwurzelt; hoher Regenwurm-
besatz

----- (Streifen: zersetztes organisches Material)

25 cm

A_h^T

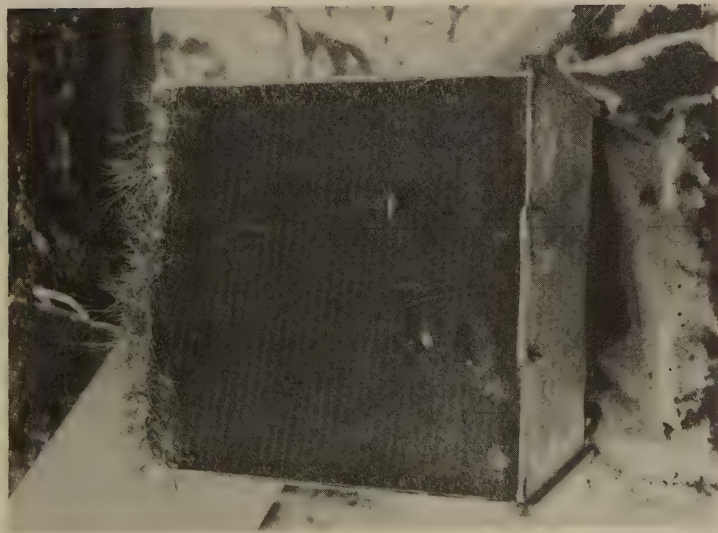
schwarzbrauner, stark zersetzter Torf;
Übergangshorizont; noch stark durchwurzelt

30 cm

TN

schwarzbrauner, zersetzter Niedermoortorf

A_h^T : von Huminstoffen dunkelgefärbter Mine-
ralbodenhorizont, mit Torf durchsetzt



Veg.:

Straußgras, Weidelgras, Knaulgras Wiesenrispe
Kräuter fehlen

-----vertorfende ca. 3cm dicke organ. Auflageschicht

A_p

dunkelbrauner, stark humoser Oberboden;
früher ackerbaulich genutzt; stark durchwur-
zelt; lehmiger Sand

25 cm

B_g + A_e

vermengtes Bodenmaterial aus Eluvialhorizont
und Stauwasserzone des Podsoles;
steinig; durchwurzelt

40 cm

C

hellgelber Sand, steinig

A_p durch Pflugarbeit veränderter A_h-Horizont
A_e e von Elution = Auswaschung
B_g g von gleyartig -stauwässrig
marmorlierte Stauwasserzone
C Ausgangsgestein

Im Unterschied zum alternativen Großgefäßversuchstyp, dem Lysimeterversuch, werden beim Monolithversuch podenschichtung und Originalbewuchs originalgetreu belassen. Dadurch scheidet eine homogen vermischte Aktivitätseinkbringung in den Boden wie z.B. von S t e f f e n s et al beschrieben - aus. Durch die voll ausgebildete Grasnarbe in Artenzusammensetzungen, wie sie im Freiland vorkommen, beeinflußt die spezielle Situation der Jungpflanzenentwicklung, die i.a. im Gefäßversuch immer gegeben ist, den Versuch nicht. Auch etwaige humose Oberbodenauflagen in der shoot base Region, die durch langfristige Stoffwechselprozesse entstehen, liegen bei der Verwendung von Originalsodenaufwuchs bereits vor, wie z.B. in Abb.28 beim Ackerpodsol deutlich ersichtlich ist.

Die Applikation von 0,5 ml des Gammastrahleraktivitätsgemisches (Kap. 4, Tab.10) in 250 ml Wasser erfolgte durch rasterförmige Injektion mit einem medizinischen Injektionsbesteck mit einer 3 cm langen Nadel in den Erdboden zwischen die Wurzeln, um die Blattoberflächen wie bei Versuchsanlage b) der Gewächshausschalenversuche nicht zu kontaminieren, sondern reine Wurzelenaufnahmebedingungen zu schaffen. Anschließend wurde die Grasnarbe gründlich bewässert.

7.2 Pflanzenaufnahme aus dem Boden

Bei der Aberntung des Bewuchses in den Vegetationsperioden 1980/81 ergaben sich die in Tab.28 zusammengefaßten Frischaufwuchserträge.

Tab. 28 Frischaufwuchsmassen der Monolithabernntungen (kg/m ²)				
	1. 26.9.80	2. 27.10.80	3. 1.6.81	4. 2.7.81
Seemarsch	1,08	0,19	1,28	0,50
Organo- marsch	1,07	0,25	0,91	0,97
Ackerpod- sol	0,76	0,42	0,38	0,34

Der deutliche Aufwuchsrückgang Ende Oktober bei allen 3 Bodenarten fällt mit dem Ende der Vegetationsperiode zusammen, im Falle des Seemarschmonoliths fällt er sogar leicht unter den Bereich normaler Weidegraserträge ($0,22-1,68 \text{ kg/m}^2$) zurück.

Der kontinuierliche Ertragsrückgang des Podsoles rührt von der relativen Nährstoffarmut des ungedüngten, lehmig sandigen Geestbodens her (s. Tab. 8 , Kap. 3.2). Der auffällige Ertragsrückgang bei der letzten Aberntung des Seemarschmonoliths wurde durch die starke Verunkrautung der Grasnarbe mit Wiesenkräutern verursacht (s. Abb. 26).

Die Aufnahme der im Boden befindlichen Radionuklide ist durch die Pflanzengehalte in Tab. 29 wiedergegeben. Für alle drei betrachteten Nuklide zeigt sich ein Aufnahmeanstieg von der 1. Ernte zur 2. Ernte, d.h. zwei Monate nach Applikation der Aktivität in den Boden ist die spezifische Aktivität des Pflanzenmaterials um Faktor 1,5 - 3 höher als ein Monat nach Impfung. Im 2. Versuchsjahr ist die spezifische Aktivität durch Aktivitätsfestlegung und Tiefenverlagerung (s. Abb. 33) deutlich (> Faktor 10) gesunken.

Der Gesamtkaliumgehalt des Pflanzenmaterials (erhalten durch die gammaspektrometrische K-40 Bestimmung) verhält sich bei dem Vergleich zwischen 1. und 2. Aberntung umgekehrt: er sinkt und folgt insgesamt einem jahreszeitlich bedingten Gang der pflanzenphysiologischen Aktivität mit hohen Gehalten im Hochsommer, die zum Herbst hin abnehmen. Dies erklärt auch den Kaliumgehaltsanstieg zur 3. und 4. Aberntung im Frühsommer des zweiten Versuchsjahres. Während des zwischen der 2. und 3. Ernte liegenden Zeitraumes von 7 Monaten gegenüber 1 Monat (1. und 2. sowie 3. und 4. Ernte) konnte die Pflanze auch aus dem nachlieferbaren Reservoir des Bodens erneut Kalium aufnehmen. Die Werte zwischen 16 und 57 mg/g Trockensubstanz liegen leicht über den von M a y r / K ü h n und G ö t z / K o n r a d angeführten mittleren Werten von 13 bis 49 mg/g bzw. 20 mg/g Trockensubstanz. Der höchste Kaliumgehalt des Aufwuchses kommt beim Seemarschmonolith vor, der im Boden auch den stärksten Vorrat aufweist (vergl. ebenfalls Kap. 5, Tab. 12).

T_{11b}. 29

Gehalte der von den Monolithen gewonnenen Pflanzenproben an ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co und K_{ges} (± S.D.)
Ende der Vegetationsperiode 1980 und Mitte der Vegetationsperiode 1981, Tockensubstanzbezogen

Monolith Bodenart	Organomarsch					Ackerpodsol					Seemarsch				
	26.9	27.10	1.6.	1.7.	26.9.	27.10.	1.6.	1.7.	26.9.	27.10.	1.6.	26.9.	27.10.	1.6.	1.7.
Erntedatum															
Frisch - : Trockenmasse	4,4	4,7	4,6	5,2	3,2	3,5	3,6	3,6	5,7	4,6	4,5				
Cäsium-137 (Bq/g)	0,140 ±0,003	0,110 0,003	0,004 0,001	0,008 0,002	0,120 0,003	0,180 0,003	0,028 0,002	0,022 0,002	0,200 0,004	0,220 0,004	0,006 0,001	0,004 0,001	0,010 0,001		
Kobalt-60 (Bq/g)	0,050 ±0,003	0,110 0,004	<0,003	<0,018	0,050 0,009	0,160 0,005	0,014 0,003	0,016 0,003	0,100 0,004	0,170 0,005	<0,005		0,016 0,002		
Kalium (mg/g)	47,3 ±1,6	37,2 1,4	40,5 2,0	53,4 2,0	32,1 1,4	16,2 1,0	27,0 2,0	32,4 2,0	57,0 1,7	42,2 1,4	54,0 2,7		41,9 2,0		

Tab.30

Bodenaktivitäten der Monolithblöcke

^{137}Cs - und ^{60}Co - Gehalte der 0 - 10 cm Oberbodenschicht

Mittelwerte der Meßwerte der 0 - 3cm, 3 - 6 cm und 6 - 9 cm Schichten (Bq/g)

	^{137}Cs	^{60}Co
Organomarsch	0,141	0,059
Ackerpodsol	0,074	0,037
Seemarsch	0,138	0,093

Nach der vierten Aufwuchsaberntung wurden die Vegetationsdecken der Bodenblöcke entfernt und die Blöcke in 3 cm - Schichten bis 18 cm Tiefe zerlegt. Beim Organomarsch- und Ackerpodsolmonolith wurden außerdem die drei tieferen 10 cm - Schichten gewonnen. Das Bodenmaterial wurde wie in Kap. 4 beschrieben gammaspektrometrisch analysiert und darüber die Aktivitätsgehalte der jeweiligen Schichten bestimmt.

Gemäß Vorgaben aus dem S t a t u s b e r i c h t 8 0 über den Transfer von Radionukliden wird als Bezugsvolumen für die Bodenaktivität die 0 - 10 cm Oberbodenschicht angenommen. Die in B l e c k - N e u h a u s , B o i k a t , F i n k 8 1 veröffentlichten Transferfaktoren aus den Monolithversuchen beziehen sich dagegen auf die durchschnittliche Konzentration in der durchwurzelten Bodenzone (0 - 20 cm bei der Seemarsch und beim Ackerpodsol, 0 - 38 cm bei der Organomarsch), da davon ausgegangen wurde, daß die Pflanzen bis aus dieser Tiefe Nähr- und Schadstoffe aufnehmen können. Da sich aber meist mehr als 80% der Wurzelmasse der Grünlandvegetation und für den betrachteten Zeitraum ein ebenso großer Anteil der vorhandenen Aktivität in der oberen 10 cm - Bodenschicht befinden, wurde für die in Tab.31 aufgeführten Transferfaktoren als Bodenkonzentration das gemessene Mittel aus der 0 - 3 cm, 3 - 6 cm und der 6 - 9 cm Schicht angesetzt.

7.3 Ergebnisse der Monolithversuche - Transferfaktoren für Cäsium und Kobalt

Die in Tab.31 aufgeführten Transferfaktoren $TF_{Cs,f}$ liegen in der 1. Vegetationsperiode in der Größenordnung der Werte aus Schalenversuchen mit Sodenbewuchs (s.Tab.21). In der 2. Vegetationsperiode liegen sie deutlich niedriger. Das zeigt sich auch für die $TF_{Co,f}$ - Werte.

Kobalt kann als Korrosionsprodukt einen Anteil von immerhin 35% des Nuklidgemisches der über die Luft im bestimmungsgemäßen Betrieb abgeleiteten Aktivität eines Druckwasserreaktors ausmachen.

Der Ackerpodsol zeigt auch bei Co die höchste Pflanzenaufnahme. Über alle 12 TF-Ergebnisse gemittelt (geometrischer Mittelwert wegen der breiten Streuung der Einzelwerte) ergibt sich ein $TF_{Co,f}$ - Wert von 0,11.

Steffens erhielt im 2. Versuchsjahr für Podsol 0,12.

Der Rückgang des Nuklidtransfers von der 1. zur 2. Vegetationsperiode erklärt sich beim SMA-Monolith überwiegend durch Fixierungsprozesse durch den Tonmineralanteil, beim OrgMa-Monolith durch Tiefenverlagerung der aktiven Bodenlösung (s.u. 7.4). Beim Ackerpodsol dürften beide Komponenten zusammengenommen einwirken, haben aber absolut gesehen geringere Auswirkung auf den Transfer (vergl. Tab.31 in der 1. Vegetationsperiode unterscheidet sich der $TF_{Cs,f}$ -Wert des Ackerpodsols um ~Faktor 2 von den Marschmonolithen nach oben, in der 2. Vegetationsperiode schon um ~Faktor 10).

Transferfaktoren aus den Großgefäßversuchen unter Freilandbedingungen (Monolithe)
 4 Aberntungen während 2 Vegetationsperioden
 Bezugsvolumen für die Bodenaktivität bildet der Bodenquader der 0 - 10 cm Oberschicht

	$TF_{Cs,f}$			$TF_{Co,f}$		
	Erntedatum	26.9.80	27.10.80	1.6.81	1.7.81	1.7.81
Organomarsch	0,22	0,17	0,01	0,01	0,19	0,39
Ackerpodsol	0,51	0,69	0,10	0,08	0,42	1,23
Seemarsch	0,25	0,34	0,01	0,02	0,19	0,39
					0,006	0,037
					0,10	0,12
					0,018	0,04

Die in den Quotienten TF_f eingehenden spezifischen Pflanzenaktivitäten sind die in Tab.29 enthaltenen, die spezifischen Bodenaktivitäten (Mittelwert der Meßwerte der 0 - 3cm, 3 - 6cm und 6 - 9cm Schicht) finden sich in Tab.30

7.4 Tiefenverlagerung im Boden bei Monolithen und im Freiland

In Abb.29,30 sind die spezifischen Aktivitäten in den Bodenabschnitten $-A(\text{Bq/kg})-$ logarithmisch gegen die mittlere Entnahmetiefe aufgetragen. Es zeigt sich eine Tiefenverlagerung der eingegebenen Aktivität innerhalb eines Jahres mit dem Verlauf einer e-Funktion des Typs $A(T) = a e^{-bT}$. Die Güte des fits der log-linearen Darstellungen in Abb.29,30 wird durch die Angabe des Korrelationskoeffizientens r ersichtlich.

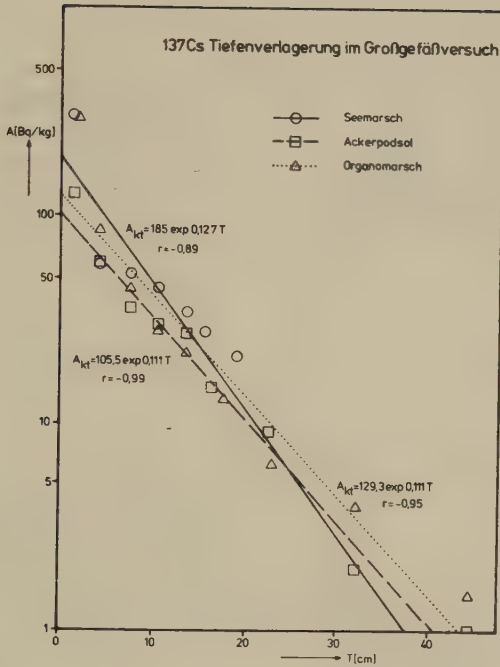
Bei allen drei verwendeten Bodentypen lag das Maximum der Nuklidgehalte in der obersten 0 bis 3 cm Schicht der Bodensäulen. Im Vergleich zu Ackerpodsol und Organomarsch zeigte die Seemarsch die geringste Tiefenverlagerung. Bei der Organomarsch war die Verlagerung dagegen so stark, daß während der zweijährigen Versuchszeit ein beträchtlicher Anteil der Aktivität herausgewaschen wurde (s. Abb.29). Diese schnelle Tiefenverlagerung deckt sich mit Untersuchungen von Kuntze 65 über die Wasserdurchlässigkeit von Marschböden. Bei Moormarsch beträgt sie 1 bis 10 m/Tag bei Seemarsch hingegen nur 0,1 bis 2 m/Tag.

Ein Vergleich mit Freilandprofilen (Baumgartner 80), Abb.30 , zeigt einen ähnlichen Verlauf der Tiefenverlagerungskurven, wobei hier die jahrelang deponierte fallout-Aktivität berücksichtigt werden muß.

Die absoluten Aktivitätsgehalte unterscheiden sich ab Bodentiefe > 20 cm zwischen Bodensäulen und Freiland nur wenig.

Die zum Vergleich herangezogenen Freilandbodenprofile sind von der Bodentyp den im Gefäßversuch verwendeten vergleichbar und stammen ebenfalls aus der nordniedersächsischen Wesermündungsregion (ein Marschboden- Knickbrackmarsch, ein Boden mit hohem Sandgehalt wie der Ackerpodsol, ein Boden mit rela-

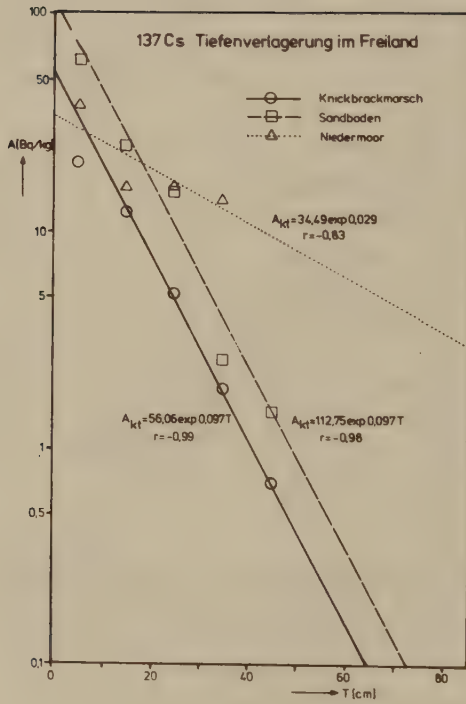
Abb. 29



In die aufgeführten Funktionsgleichungen zur Tiefenverlagerung ist T mit negativem Vorzeichen einzugeben (Verlagerung nach unten).

(Abb. 29 und Abb. 30)

Abb. 30



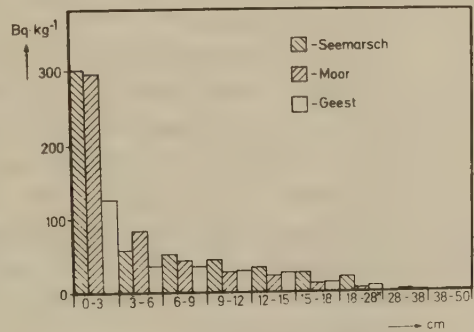
tiv hohem Anteil an organischer Substanz und deshalb geringer Dichte aus dem Niedermoor).

Die Verlagerung des ^{137}Cs im Freiland erfolgt beim Niedermoor (der Organomarsch aufgrund des hohen organischen Anteils und der Bodenstruktur vergleichbar) ebenso stark wie beim Organomarschmonolith, nur ist ein Durchwaschung wie bei der Großgefäßbodensäule nicht möglich, da das Bodenwasser im Freiland aufgrund des hohen Grundwasserspiegels aufgestaut vorhanden bleibt.

Bei der grafischen Darstellung der Tiefenverlagerung ist zu bedenken, daß es sich um Böden unterschiedlicher Dichte⁺ handelt. Bei der lediglich tiefenbezogenen Zuordnung der Aktivitätskonzentration im Boden wird daher eine Verzerrung der realen Tiefenverlagerungsverhältnisse in Kauf genommen (s. Abb. 31, 32).

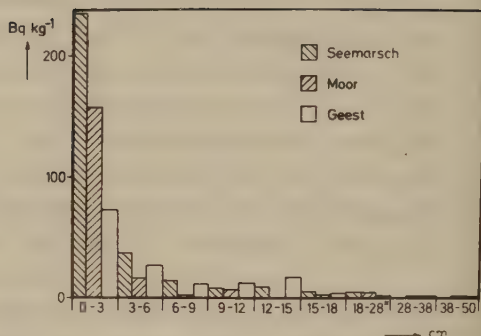
Abb. 31

^{137}Cs -Tiefenverlagerung, Aktivitätskonzentration im Boden der Bodentiefe zugeordnet



⁺ Bodendichten ρ (kg/dm^3), bestimmt für den Ah - Horizont:
 $\rho_{\text{Seemarsch}} = 1,24$; $\rho_{\text{Ackerpodsol}} = 1,49$; $\rho_{\text{Org.Marsch}} = 0,51$

Abb. 32
 ^{60}Co -Tiefenverlagerung
 Aktivitätskonzentration
 im Boden der Bodentiefe
 zugeordnet

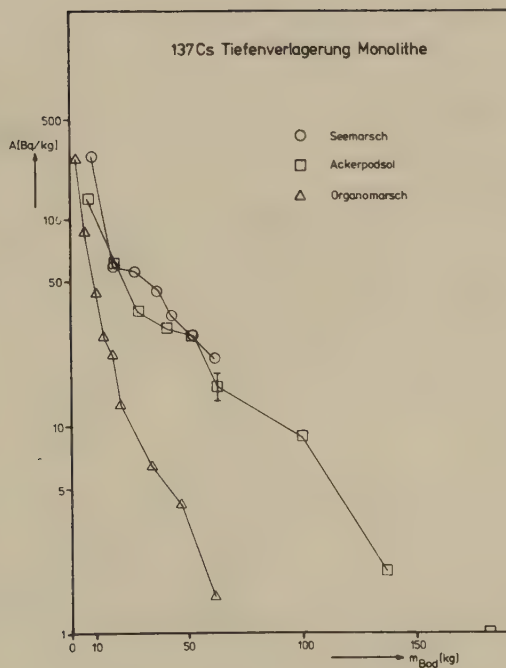


Bei dieser Darstellungsweise, die in B l e c k - N e u -
 h a u s , B o i k a t , F i n k 81 gewählt worden war er-
 scheinen die Aktivitätsgehalte von See- und Organomarsch
 als gleich hoch.

Um der unterschiedlichen Dichte der Bodentypen Rechnung
 zu tragen wurde eine Verlagerungsdarstellung nach
 W a l t o n 63 gewählt (s. Abb. 33, 34). Hierbei wird
 auf der Abszisse die Masse der über der Fläche ($0,25\text{m}^2$)
 lastenden Schicht (kg) in der jeweiligen Probenahmetiefe
 angegeben. Bei linearer Ordinatenaufteilung in Abb. 33
 betrüge das Integral unter den Kurven von 0 - Gesamtboden-
 masse der Säulen gerade die im betrachteten Volumen vor-
 handene Aktivität.

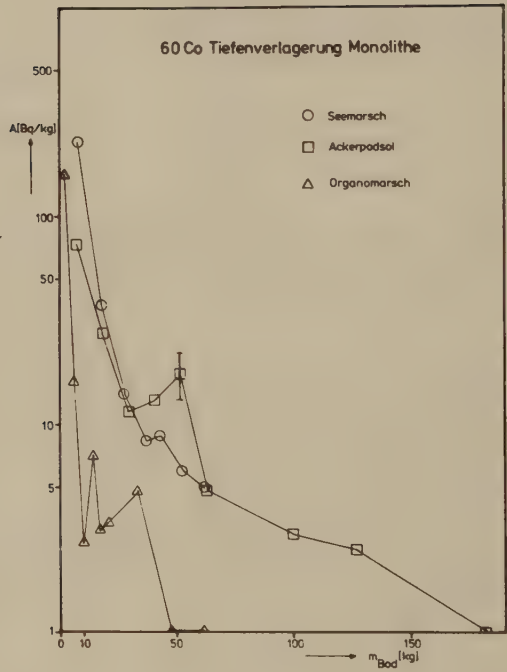
So wird das Absinken der Aktivität von ^{137}Cs und ^{60}Co im
 Boden mit hohem organischen Anteil und starker Wasser-
 durchlässigkeit - Organomarsch - deutlicher als in Abb. 31, 32.

Abb. 33



In Abb. 33 und Abb. 34 bezieht sich die Bodenmasse m_{Bod} auf eine Gefäßoberfläche von $0,25 \text{ m}^2$.

Abb. 34



7.5 Einschätzung der Monolithversuchsergebnisse

Beim Vergleich der Ergebnisse des zweiten mit denen des ersten Versuchsjahres zeigt sich bei allen drei verwendeten Bodentypen eine deutlich abnehmende Tendenz des Transferfaktors und somit seine Zeitabhängigkeit.

Bei der Seemarsch dürfte diese Zeitabhängigkeit des Transfers weniger durch die Tiefenverlagerung der Aktivität erklärbar sein, als durch eine zeitlich bedingt zunehmende Fixierung der Nuklide an die Sorptions-träger des Bodens. Bezüglich der Tiefenverlagerung von ^{137}Cs beobachteten W i j k / B r a a m s 60, daß diese in Tonböden von der Verlagerung der feinen Tonfraktion, an die die Cs-Ionen angelagert sind, abhing. Bei verdichtetem Oberboden konnte Cs nicht durch Sickerwasser eluiert werden. Bei strukturiertem Ton- und auch Sandboden erfolgte eine beachtliche Tiefenverlagerung des Cs mit den feinen Partikeln bis zu einer dichtgelagerten undurchlässigen Schicht.

Beim Organomarschmonolith wurde eine starke, wahrscheinlich schnelle Tiefenverlagerung im Vergleich zu den beiden anderen Monolithen mit überwiegend mineralischem Material deutlich. Mit dem Regenwasser konnte der Aktivitätsgehalt in die Tiefe versickern und nicht wie im SMA-Monolith durch den Tonmineralanteil, begünstigt durch das Gefüge, sorbiert werden.

| Von der nach einem Jahr bestimmten Aktivitätskonzentration in der 0-3 cm Schicht waren aber immerhin noch 20% pflanzenverfügbar ($20\% \text{Cs}_{\text{ex}}$) und in der darunter anschließenden Schicht 3-6 cm noch 8%. Erst ab 6 cm Tiefe sind nur noch $\leq 1,5\%$ der 1Jahr nach Versuchsanlage gemessenen Bodenaktivität an ^{137}Cs austauschbar. Trotzdem lag der Transfer in der 2. Vegetationsperiode in etwa gleich hoch wie bei der intensiv sorbierenden Seemarsch.

Beim Ackerpodsol war die Zeitabhängigkeit des Transfers am schwächsten ausgeprägt. Aufgrund der geringen Sorptionskapazität (geringe Tongehalte) dieses Bodens wurde ein gegenüber der Seemarsch höherer Anteil der Aktivität in die Tiefe verlagert. Der zurückbleibende Anteil blieb in starkem Maße weiterhin pflanzenverfügbar.

Werden die Transferergebnisse der Schalen- und Monolithversuche miteinander verglichen, so ergibt sich keine systematische Abweichung. Die Transferfaktorwerte beider Versuchstypen liegen in derselben Größenordnung (s. Kap. 8.3). Ein Unterschied zwischen Großgefäßversuch und Schalenversuch besteht jedoch darin, daß beim Großgefäßversuch eine schnellere Verlagerung der zugesetzten Radioaktivität mit dem Wasser aus der Hauptwurzelschicht heraus in die Tiefe stattfinden kann, während in der Schale die radioaktive Lösung ständig in Kontakt mit der das gesamte Volumen ausfüllenden 0-10 cm Bodenschicht steht, deren spezifische Bindungsstellen dann mit der Zeit besetzt werden.

Für längerfristige Beobachtungen sind Großgefäßversuche unter realistischen Witterungsbedingungen Gefäßversuchen im Gewächshaus überlegen.

Eine generelle Einschätzung beider Arten von Gefäßversuchen wurde in Kap. 2.9 gegeben, die Möglichkeiten und Grenzen der Behandlung von Gefäßversuchen gemäß regional üblicher Praxis im realen Weideland in Kap. 6 aufgezeigt.

8. Zusammenfassende statistische Bewertung der ermittelten Cs- Transferfaktordaten

Es wird vorausgesetzt, daß der Bodentyp im Vergleich zu möglichen Versuchsanlagevarianten der bestimmende Faktor für die Höhe des Transfers ist.

Weitere Voraussetzung ist, daß die unterschiedlichen Versuchstypen (Freilandfalloutversuche, Monolithversuche, Schalenversuche) grundsätzlich vergleichbare Daten liefern.

Die Hauptmenge besteht aus Transferfaktoren, die im Schalenversuch im Gewächshaus gewonnen wurden (91=81%). Werte aus Monolithversuchen gehen in die Stichproben Seemarsch, Organomarsch und Ackerpodsol ein (12=11%). 9 Falloutkonzentrationsverhältnisse, die nicht aus Abdeckversuchen stammen, gehen in die standortspezifischen Stichproben ein.

8.1 Methode

Nachdem angenommen wird, daß die ausgeführten Messungen zur Bestimmung eines Transferfaktors Boden - Pflanze für Cs unter den jeweiligen für gültig erachteten Randbedingungen wie Nuklideintrag in das Weideland, der Vegetationsdauer des dortigen Bewuchses, Verweildauer der radioaktiven Stoffe im Boden zwischen dem Eintrag und der Vegetationsernte, von Gefäßversuchen auf Freilandverhältnisse übertragbar sind, soll aus der Menge der durch Messungen erhaltenen $TF_{Cs,f}$ - Einzelwerte ein überschlagsmäßiger Empfehlungswert nach Bodentyp gefunden werden.

Daher wird untersucht, ob die Untermengen nach 4 Bodentypen geordnet, gesetzmäßigen Häufigkeitsverteilungsfunktionen folgen und daraus Werte abgeleitet werden können, die eine ortsspezifische Vorhersage des mittleren Cäsiumtransfers auf Dauerweiden des Wesermarschgebiets erlauben.

8.2 $TF_{Cs,f}$ - Mittelwertvergleiche nach Bodentyp

Zum Vergleich der erhaltenen Transferfaktoren aus den Schalenversuchen ergänzt um Monolithversuche und Freilandfalloutversuche mit unterschiedlichen Bodentypen, wurden zunächst Mittelwertvergleiche auf Unterschiede in der Höhe von $TF_{Cs,f}$ nach verwendeter Bodentyp ausgeführt. Dazu wurde an vergleichbaren Stichproben Student's t-Test auf Verschiedenheit zweier Mittelwerte mit einseitiger Fragestellung angewandt. Die Prüfgröße $\hat{t}$ ergibt sich als

$$\hat{t} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}}}$$

wobei $\bar{x}_1$, $\bar{x}_2$ die zu vergleichenden arithmetischen Mittel TF_1 und TF_2 (mit $TF_1 > TF_2$) sind,
 s_1 , s_2 die Standardabweichungen der Mittelwerte

$$s = \sqrt{\frac{\sum x^2 - \frac{(\sum x)^2}{n}}{n - 1}}$$

n_1 , n_2 die Stichprobenumfänge der zu vergleichenden Stichproben.

Die tabellierte Vergleichsgröße $t_{v,\alpha}$ kann für einseitige Fragestellungen bei $n_1 = n_2$ und damit $v = 2n - 2$

für $\alpha = 0,025$

0,005

0,0005

gewählt werden. (S a c h s 79)

Tab. 32 Mittelwertvergleich $TF_{Cs,f}$ nach Bodentyp

den ₁ -Boden ₂	n ₁	n ₂	TF_1	TF_2	ν	α (%)	$\hat{t}$	$t_{0,\alpha}$	Ergebnis
Ma Hart- rden - gMa	18	18	0,116	0,184	34	2,5	1,160	2,032	$TF_{OrgMa} \approx TF_{BrMa}$
Ma Hart- rden - ia	13	13	0,130	0,070	24	2,5	1,477	2,064	$TF_{BrMa} \approx TF_{SMa}$
akPod - ia	13	13	0,318	0,130	24	2,5	2,208	2,064	$TF_{AckPod} > TF_{SMa}$

Wegen des für Seemarschprobenahmeorte vergleichsweise kleinen Stichprobenumfanges, konnten aus der Menge der insgesamt gemessenen Transferfaktordaten für diesen Stichprobenvergleich nur kleine Datenmengen verglichen werden. Der Vergleich ergab, daß die mittleren Transferfaktorwerte für Marschböden als gleich anzusehen sind, auf Ackerpodsolboden jedoch ein stärkerer Transfer vom Boden zur Pflanze stattfindet.

8.3 Verteilungsfunktionen für $TF_{Cs,f}$ -Meßwerte:

Die logarithmische Normalverteilung

Aus der Grundgesamtheit aller gewonnenen Transferfaktor-meßwerte $TF_{Cs,f}$ (Transferfaktor Cs Boden - Pflanze, Frischmasse bezogen), die mit methodischen Unterschieden ermittelt wurden (Schalenversuch, Monolithversuch, Freiland-falloutversuch), wurden Stichproben nach Bodentyp gebildet (Brackmarsch $n = 27$, Organomarsch $n=38$, Seemarsch $n=13$, Ackerpodsol $n=38$).

Die gemessenen Transferfaktorwerte, in aufsteigender Reihenfolge geordnet, wurden jeweils in 5 Klassen zusammengefaßt und Häufigkeitshistogramme erstellt (Abb. 39, 40).

Jeweils wird die Summenlinie der Normalverteilung im Wahrscheinlichkeitsnetz gewonnen, indem eine Regression durch die Punkte gelegt wird, die aus den dekadischen Logarithmen der oberen Klassengrenzen des Merkmalswerts $TF_{Cs,f}$ und ihren Häufigkeitssummen in Prozent der jeweiligen Gesamtzahl gewonnen wurden (Abb. 35-38).

Unter Verwendung der ersten 4 Klassen ergeben sich die Punkte, die dem Regressionsfit zugrunde gelegt werden. Aus der so angepaßten Geraden werden prozentuale Erwartungshäufigkeitssummen gewonnen und mittels zweiseitigem Chi-Quadrat Test getestet, ob die $TF_{Cs,f}$ - Werte log-normal verteilt vorliegen.

Es ergibt sich für die 4 untersuchten Bodentypen, daß mit 10% Irrtumswahrscheinlichkeit angenommen werden kann, daß die erhaltenen Meßwerte einer Lognormalverteilung folgen.

(Kenngrößen s. Tab. 33)

Die Kennzahlen $\tilde{\mu}$ und $\tilde{\sigma}$ werden den Regressionsgeraden im Wahrscheinlichkeitsnetz entnommen (graphische Schätzung) sowie rechnerisch als Antilogarithmen des arithmetischen Mittels der dekadischen Logarithmen der Stichprobeneinzelwerte bzw.

Antilogarithmen der Standardabweichung des Mittelwerts der dekadischen Logarithmen der Stichprobeneinzelwerte gewonnen. Sie sind ebenfalls in Tab. 33 aufgeführt. Zwischen graphischer und rechnerischer Ermittlung herrscht i.a. gute Übereinstimmung. Mittels der rechnerisch bestimmten Kennzahlen, die nicht mit einem Ablesefehler behaftet sind, werden die Parameter μ und σ der Lognormalverteilung als

$\mu = \ln \tilde{\mu}$ und $\sigma = \ln \tilde{\sigma}$ gewonnen.

Median $\tilde{\mu} = \text{antilog.} \left(\frac{\sum \lg TF}{n} \right)$

Streu faktor $\sigma = \text{antilog.} \left(\frac{\sum (\lg TF)^2 - (\sum \lg TF)^2/n}{n-1} \right)^{\frac{1}{2}}$

Die erhaltenen Verteilungsfunktionen für $TF_{Cs,f}$ - Meßwerte (kurz: TF) folgen der allgemeinen Form :

$$y = \frac{Kl}{\sigma_{TF} \sqrt{2\pi}} \cdot \frac{1}{TF} \exp \left(- \frac{(\ln TF - \mu)^2}{2 \sigma_{TF}^2} \right)$$

y = Wahrscheinlichkeitsdichte der $TF_{Cs,f}$ - Werte

Kl = Klassenbreitenfaktor der Häufigkeitsverteilung der Stichprobenwerte im Balkendiagramm

σ_{TF} = Standardabweichung vom Mittelwert der $TF_{Cs,f}$ Einzelwerte

$$\mu = \ln \tilde{\mu}$$

$$\sigma_{\mu} = \ln \sigma$$

Zur aussagekräftigen Kennzeichnung der Spannweite der in Abb. 41 und 42 dargestellten Lognormalverteilungen, sind in Tab.33 als Perzentilwerte 5% und 95% aufgeführt.

Als ortsspezifisch empfehlenswerte Daten sind die Medianwerte $\tilde{\mu}$ zu wählen. Zum Vergleich finden sich auch die arithmetischen Mittelwerte $\overline{TF} \pm s_{TF}$.

Abb. 35

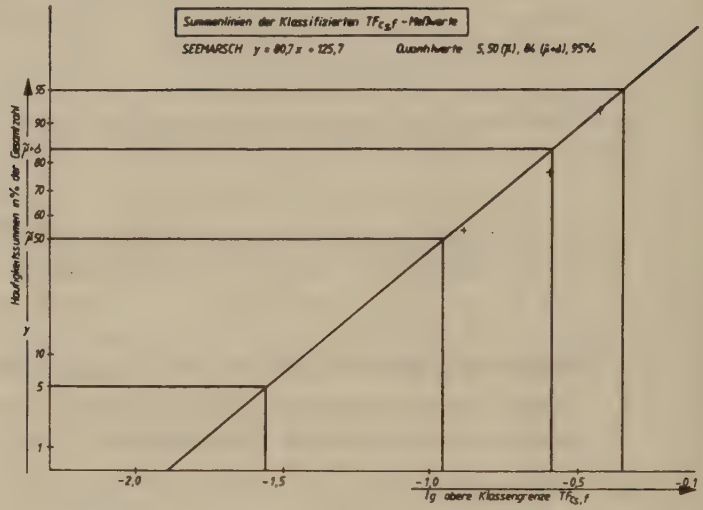


Abb. 36

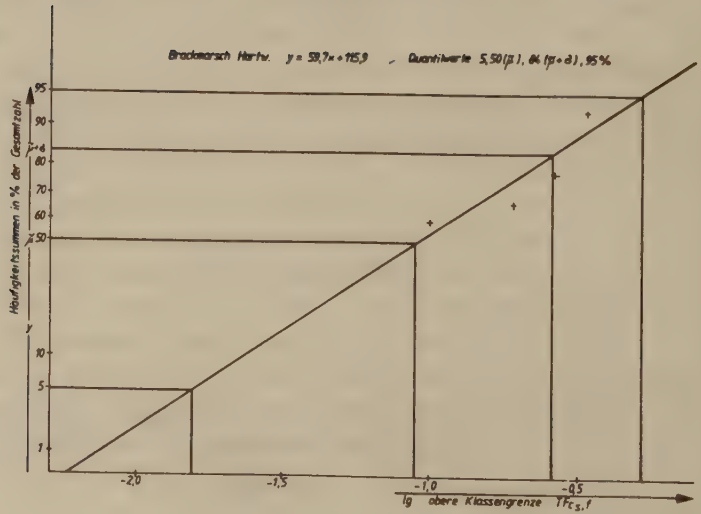


Abb. 37

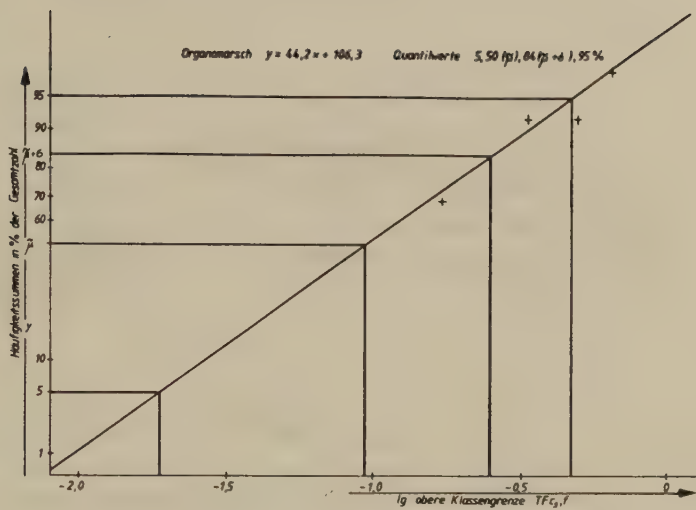


Abb. 38

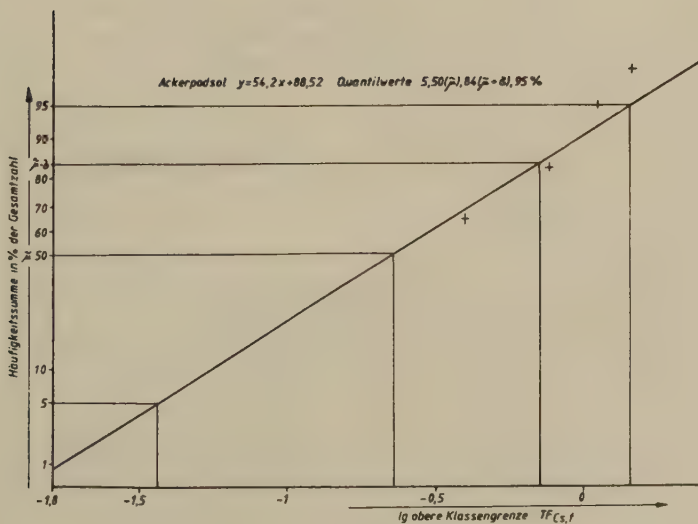


Abb. 39 Häufigkeitshistogramme klassifizierter $TF_{Cs,f}$ -Werte
Marschböden

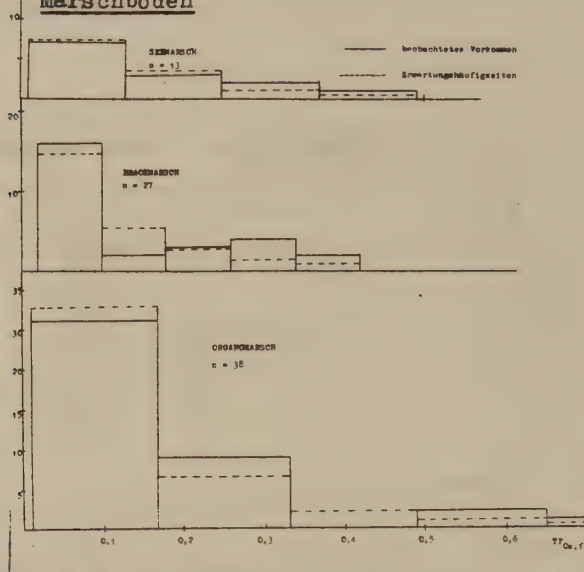


Abb. 40 Häufigkeitshistogramm der klassifizierten $TF_{Cs,f}$ -Werte
beim Ackerpodsol, Wertebereich 0,04 - 1,8

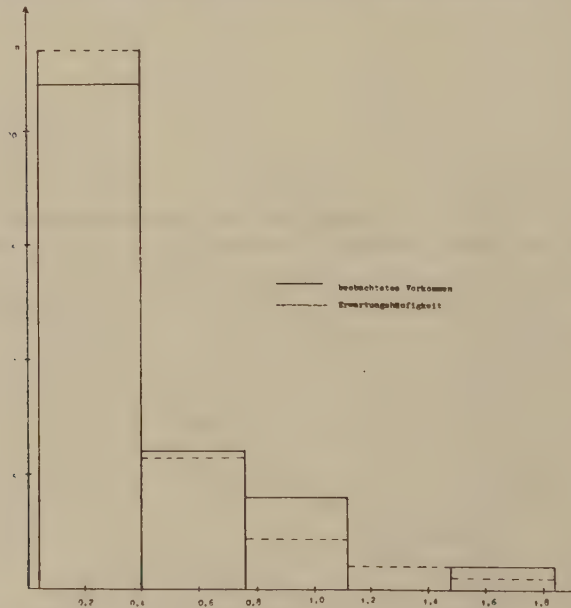


Abb. 41

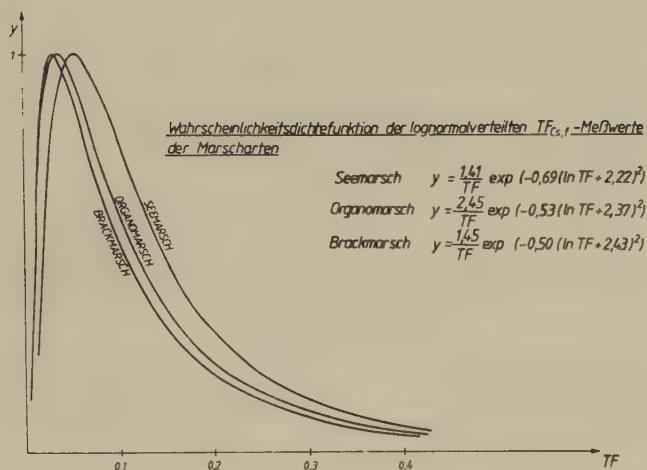
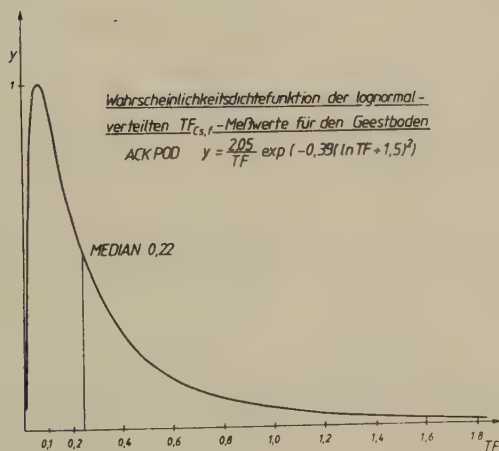


Abb. 42



Tab. 33 Kenngrößen der χ^2 -getesteten Lognormalfits aus Abb. 35 - 38

Bodentyp	ν	$\alpha [\%]$	$\chi^2_{0,05}$	$\chi^2_{0,95}$	$\hat{\chi}^2$	$\overline{TF} \pm s_{TF}$	$\tilde{\mu}$	G	Perzentilwerte des TF _{0,95} 5% 95%
Seemarsch n = 13	2	10	0,103	5,990	0,825	0,13 $\pm$ 0,05	0,11	2,3	0,027 0,441
Ackerpodsol n = 34	3	10	0,352	7,810	0,502	0,39 $\pm$ 0,07	0,22	3,1	0,036 1,445
Organomarsch n = 38	3	10	0,352	7,810	0,47	0,14 $\pm$ 0,03	0,09	2,6	0,018 0,467
Brackmarsch n = 27	3	10	0,352	7,810	4,2	0,13 $\pm$ 0,02	0,09	2,9	0,015 0,525

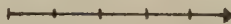
ν = Anzahl der Freiheitsgrade K - 2

α = Irrtumswahrscheinlichkeit

$\hat{\chi}^2 = \sum \frac{(H_j - V_j)^2}{V_j}$ tatsächliche Häufigkeitssummen in % aus j Klassen
 H_j aus lognormalfit angepasste Häufigkeitssummen % aus j Klassen

Zur Klärung der Frage, ob einer der Experimenttypen bei den insgesamt lognormalverteilten Wertemengen - nach Bodentypen geordnet - eine Verschiebung zu hohen oder niedrigen Werten bewirkt, wurden die zu Häufigkeitsverteilungen in Klassen geordneten $TF_{Cs,f}$ - Werte nach Versuchstypen untergliedert (s. Tab. 34). Versuche mit stabilem Cs wurden ausgeschlossen, da sich bereits gezeigt hatte, daß sie von vornherein um einen Faktor 12,5 kleinere Werte erbrachten. Obwohl die Gesamtzahl von Experimenten zu je einem Versuchstyp zu gering ist, um davon statistisch signifikante Aussagen abzuleiten, wird doch die Tendenz deutlich, daß alle Versuchstypen - auch die Gewächshauschalenversuche - ihren Schwerpunkt der Datenmenge in der jeweils untersten Klasse bildeten (Marscharten: 0,01 - 0,17, Ackerpodsol: 0,04 - 0,40).

Tab. 34

Bodentyp	n	Klassen- breiten- faktor	Klassenr., Besetzungs- zahl	Anzahl der Werte pro Versuchstyp
			0,01 TF 	
Seemarsch	13	0,12	3 3 - - - 2 - 1 1 - 2 - - 1 -	6 Schalen 4 Monolithexp. 3 falloutexp.
			0,01 TF 	
Organo- marsch	38	0,16	20 7 - 2 1 2 2 - - - 4 - - - -	30 Schalen 4 Monolithexp. 4 falloutexp.
			0,04 TF 	
Acker- podsol	34	0,36	18 4 4 1 1 2 2 - - - 2 - - - -	28 Schalen 4 Monolithexp. 2 falloutexp.
			0,01 TF 	
Brack- marsch	27	0,08	16 2 3 4 2	27 Schalen

Aufgrund der betrachteten drei unterschiedlichen, jedoch prinzipiell vergleichbaren Versuchstypen, handelte es sich um jeweils geschichtete Stichproben.

8.4 Beurteilung von Transferversuchen mit Cs- Makromengen gegenüber Versuchen mit Mikromengen an radioaktivem Cs

Die Stichprobe Brackmarsch Stohlhamm wurde in den obigen Häufigkeitsverteilungsuntersuchungen nicht berücksichtigt, da der Bodentyp Brackmarsch durch die sehr homogene Stichprobe Hartwarden (nur Gewächshauschalenversuche) schon ausreichend repräsentiert ist.

Diese Stichprobe Brackmarsch wurde in 2 Unterstichproben mit $n = 18$ zerlegt, wobei die 1. Unterstichprobe nur TF-Werte aus Schalenversuchen mit stabilem Cäsium enthielt, während die 2. Unterstichprobe TF-Werte aus vergleichbaren Schalenversuchen mit radioaktivem Cäsium (^{134}Cs) umfaßte.

Mittels des einseitigen t- Tests kann gezeigt werden, daß die Mittelwerte beider Stichproben als ungleich zu betrachten sind. Der Mittelwert der Transferversuche, die ausschließlich mit stabilem Cs durchgeführt wurden ist um den Faktor 12,5 kleiner gegenüber dem Mittelwert der Experimente mit radioaktivem Tracer (0,012 gegenüber 0,150). Zum Vergleich der Mittelwert des anderen Brackmarschstandortes Hartwarden : 0,135. Aus Gründen der Nachweisttechnik (Flammenemissionsspektrometrie gegenüber low level-Gammaspektroskopie) mußte bei den Cs-133- Versuchen mit Konzentrationen gearbeitet werden, die sich von denen des radioaktiven Tracerversuchs um den Faktor 10^{10} unterscheiden. Die so im Boden vorhandene Konzentration von im mittel 18 ppm stabilem Cs wird von D a h l m a n n 74 unter Makromenge klassifiziert (Gehalte größer 10 ppm), die im Boden anderen Fixierungsprozessen unterworfen ist, als Mikromengen im ppb- Bereich .

Aus solcher Veranlassung wird im neuen EG- Strahlenschutz- Programm in der Passage über Boden- Pflanzen Transferversuche vor der Extrapolation über einen Konzentrationsbereich über Faktor 10^2 gewarnt und die Ausführung solcher Versuche mit Konzentrationen des zu erwartenden Kontaminationslevels angeregt (EG 79).

Für vergleichsweise geringe Konzentrationsunterschiede (Faktor 7,7 zwischen Schalenversuchsserie a) und h)) scheint ein konzentrationsabhängiger Effekt nicht zu bestehen, wie eine Korrelationsrechnung erwies ($\alpha = 5\%$, $\nu = 21$, $r = 0,15$, $r_{\nu, \alpha} = 0,41$).

Einschätzung des Stellenwertes der Gefäßversuche für die
Auswahl eines repräsentativen standortspezifischen
Transferfaktors $TF_{Cs,f}$

Gefäßversuche sind einigen gegenüber dem Freiland veränderten, für den Cs Transfer jedoch relevanten Bedingungen unterworfen. Dies trifft bei den Großgefäßversuchen in weitaus geringerem Maße gegenüber den Schalenversuchen zu (s. 2.9, 7.5).

Im Einzelnen sind es :

- klimatische Unterschiede; im Gewächshaus herrschen höhere Temperaturen, Randeffekte je nach Standort sind nicht auszuschalten

- regelmäßigere und höhere Wasserzufuhr führen zusammen mit einer erhöhten Temperatur zu höheren Transpirationsraten der Pflanzen, in Abhängigkeit von der Menge und Art der im Gießwasser enthaltenen Ionen kann es unter Umständen zu einer verstärkten Desorption und somit Verfügbarkeit der Radionuklide kommen

- intensivere Durchwurzelung des zur Verfügung stehenden Bodenvolumens und daher stärkerer Aufschluß der Nähr- als auch Schadstoffe

- fehlende Auswaschungsverluste bei Blättern und Sproß. Zusammengekommen könnten diese Faktoren zu einem gegenüber dem Freiland tendenziell höheren Transfer führen.

Daß der Versuchstyp 'Gewächshausschalenversuch' nicht in die Kategorie der oft stark verzerrenden Kleingefäßversuche einzugruppieren ist, zeigten folgende Gegebenheiten:

- Da die Hauptwurzelmasse -und damit der Nährstoffumsatz- der Grünlandvegetation sich hauptsächlich in der 0-10 oder 15 cm Schicht befindet (tiefergehende Wurzeln sind in erster Linie für die Wasserversorgung zuständig), müssen die 10 cm tiefen und im Mittel 7 bis 8 kg Boden fassenden Schalen für den zweimonatigen Versuch als ausreichend angesehen werden.

- Die geerntete Pflanzenmasse pro Schnitt lag mit $529 \pm 180 \text{ g/m}^2$ in der Größenordnung durchschnittlicher Weidelgras-Grünlanderträge. Die Spanne liegt nach Götz/Konrad 1978 bei $220-1680 \text{ g/m}^2$. Die 'Allgemeinen Berechnungsgrundlagen' legen eine Ertrags- höhe von 850 g/m^2 zugrunde.

- Ein Vergleich der Ergebnisse der Schalenversuche mit denen der den Freilandbedingungen am nächsten kommenden Großgefäßversuche zeigt, daß die Transferfaktoren beider Versuchsanordnungen sich durchaus in der selben Größenordnung bewegen. Allerdings wiesen die Monolithversuche eine deutliche zeitabhängige Abnahme des Transfers von der 1. zur 2. Vegetationsperiode auf (s. Kap. 7, Tab. 31).

Im Endergebnis erweist sich, daß sich die untersuchten Marschböden bei Betrachtung aller Meßwerte nicht nennenswert im Cs-Transfer unterscheiden, der Transfer auf Ackerpodsol aber größer ist.

Als standortspezifisch repräsentative $TF_{Cs,f}$ -Werte sollen die Medianwerte nach Tab. 33 gelten (Marschböden gepoolt):

Brackmarsch	Seemarsch	Organomarsch	0,09
Ackerpodsol			0,22
Der Empfehlungswert (BMI 79) von			0,05

wird maximal bei nährstoffarmen, sandigen Standorten (im Mittel um Faktor 4,4) übertroffen.

MODELLRECHNUNG

8.6 Langzeitdosisbelastung durch Cäsium-137 für den Ganzkörper über Ingestion, Weide - Kuh - Milch - Pfad

Die Ganzkörperdosisbelastung über 50 Jahre nach einer Störfallfreisetzung durch die Zufuhr von ^{137}Cs über den Weide - Kuh - Milch - Pfad zum Verbraucher soll berechnet werden. Dabei wird die Aktivitätsablagerung auf den Weidenoberflächen im Jahr des Störfalls vernachlässigt, da angenommen wird, daß der Aufwuchs im 1. Jahr verworfen wird.

Zur Aktivitätsfreisetzung wird angenommen, es findet ein Störfall in einem DWR statt, der zu einer Bodenkontamination durch ^{137}Cs führt, die in der gleichen Höhe der derzeit bereits durch Kernwaffenfallout bestehenden liegt (typische ^{137}Cs - Bodenkonzentration: $20 \text{ Bq/kg} \approx 500 \text{ pCi/kg}$).

Zur Ablagerung der aerosolförmig freigesetzten Aktivität wird angenommen, daß sie gleichmäßig im Umkreis von 10 km um die Anlage stattfindet.

Unter dieser Voraussetzung und bei Annahme einer Massenbelegung des Bodens von 240 kg/m^2 ergäbe sich eine einmalige Aktivitätsfreisetzung von $3,77 \cdot 10^{11} \text{ Bq} \approx 10,2 \text{ Ci}$.

Verglichen mit den in der DRS aufgeführten Modellstörfällen entspräche dies einer Freisetzung, die zwischen den Aktivitätsfreisetzungen der Freisetzungskategorien 7 und 8 (beherrschter Kühlmittelverlustunfall) läge.

Freisetzungen an ^{137}Cs gemäß DRS	gemäß dieser Modellrechnung	
Freisetzungskategorie 7	8	
Anteil am Kerninventar	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$
A(Bq)	$3,3 \cdot 10^{15}$	$5,5 \cdot 10^9$
A(Ci)	$9,2 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^{-1}$

Die einmalige Störfallfreisetzung von $3,77 \cdot 10^{11} \text{ Bq} \approx 1,02 \cdot 10^1 \text{ Ci}$ entspricht der 44-fachen Jahresnormalbetriebsfreisetzung (B o n k a 75: $0,231 \text{ Ci/a}$ wässrige Ableitung).

Die Gesamtaktivitätsaufnahme in 50 Jahren ergibt sich zu

$$A_1(\text{Bq}) = \int_0^{50} A(t) dt = U \cdot T_{\text{Mi}} \cdot I \cdot \text{TF}_{\text{Cs},f} \cdot C_{\text{Bo}}(t_0) e^{-\lambda_0 50} \int_0^{50} e^{-\lambda_0 t} dt$$

wobei

U (kg/a) = Milchverzehr = 110 kg/a

T_{Mi} = Milchtransferfaktor = $1,2 \cdot 10^{-2}$ d/l

I = Verzehrmenge der Kuh = 55 kg/d

$\text{TF}_{\text{Cs},f}$ BMI 79: 0,05 , eigene Ermittlung: 0,09, 0,22 .

$C_{\text{Bo}}(t_0)$ (Bq/kg) = 20 Bq/kg

$$e^{-\lambda_0 50} = e^{-\frac{\ln 2 \cdot 50}{30}} = 0,315$$

$$\int_0^{50} e^{-\lambda_0 t} dt = \frac{1 - e^{-\lambda_0 50}}{\lambda_0} = 29,6 \text{ a}$$

Außer dem Transferfaktor Boden - Pflanze $\text{TF}_{\text{Cs},f}$ werden die übrigen Parameter konventionell nach Allgemeinen Berechnungsgrundlagen (BMI 79) angesetzt.

Die Dosis in (mrem) = $(10^3 \frac{\text{cJ}}{\text{kg}})$ ergibt sich durch Multiplikation der Gesamtaktivitätsaufnahme mit dem Ganzkörperdosisfaktor g ($\frac{\text{cJ}}{\text{kg Bq}}$) $1,1 \cdot 10^{-6}$.

$$D (\text{mrem}) = A_1(\text{Bq}) \cdot g \left(\frac{10^3 \text{ cJ}}{\text{kg Bq}} \right)$$

Aufgrund der vorsichtigen Annahmen zur Aktivitätsfreisetzung (wesentlich schwerere Unfälle sind denkbar), ergeben sich niedrige Folgedosen. Da der Boden - Pflanze Transfer aber linear eingeht, ist es durchaus von Bedeutung, ob ein genauer standortspezifischer Wert für die jeweils betroffene Region je nach dortiger Bodenart gewählt wird. Mit den in dieser Arbeit als standortspezifisch repräsentativ erhaltenen Werten für Marschstandorte (0,09) und Geestgebiete (0,22) würde das Dosiskriterium der Strahlenschutzverordnung: 'nicht mehr als 1 mrem durch 1 Nuklid' bereits überschritten.

TF	A_1 (Bq)	D (mrem)
0,05	680	0,7
0,09	1200	1,3
0,22	3000	3,3

9. Anhänge

ANHANG I

Bewuchszusammensetzung im Dauergrünland der Wesermarsch
und in den Gefäßversuchen

Typisch für das nordwestdeutsche Tiefland und den Küstenstreifen sind die Weidelgras - Weißkleeweiden. Ihr Artengefüge ist heute bereits so gut wie bodenunabhängig, sondern bestimmt sich in erster Linie durch die Faktoren Düngungsintensität und Viehbesatz. Hohe Stickstoffdüngung sowie intensive Güllewirtschaft verdrängen die N- sammelnden Leguminosen zugunsten des Grasanteils. Dauernder Mähweidebetrieb fördert Arten wie Weidelgras, gemeines Rispengras und Knautgras.

Im folgenden werden ein landwirtschaftlich empfohlenes Ansaatgemisch (v. B o r s t e l 81) und das bei der Gewächshauschalenversuchsserie angewendete Dauerweidegemisch nebeneinandergestellt.

Gemisch zur intensiven Mähweidenutzung		Dauerweidegemisch (Angaben in %)
13	} 30	frühes deutsches Weidelgras
17		mittelfrühes deutsches Weidelgras
17	30,5	spätes deutsches Weidelgras
20	15	Wiesenschwingel
17	9	Wiesenlieschgras
10	8	Wiesenrispe
6	1,5	Weißklee
-	5	Rotschwingel + Rotklee + Schwedenklee

Davon vermag sich der reale Bewuchs des Dauergrünlands, das über lange Zeiträume nicht umgebrochen und neu angesät wird und im allgemeinen einer Doppelnutzung sowohl als Weide wie als Wiese (Mähweidenutzung) unterliegt, stark unterscheiden. Als Beispiel sei eine ortstypische Vegetationszusammensetzung - Standort Treuenfeld - angeführt, die immerhin 4 Kennarten, 6 Verbands-, Ordnungs- und Klassenkennarten der Weidelgras-Weißkleeweiden (*Lolio-Cynosuretum*) sowie 10 weitere, nicht näher benannte Arten aufweist:

- | | |
|------------------------|----------------------|
| - deutsches Weidelgras | - Wiesenlöwenzahn |
| - Lieschgras | - Gänseblümchen |
| - Kammgras | - Scharfer Hahnenfuß |
| - Weißklee | - Wiesenschaumkraut |
| | - Wiesenrispe |
| | - Honiggras |

(E x k u r s i o n s f ü h r e r 77)

Solche Pflanzengesellschaften verschieben ihren quantitativen Artenschwerpunkt von Nutzung zu Nutzung. Die Intensität der Mineraldüngergabe dezimiert zunehmend die Artenvielfalt zu Gunsten der ertragreichen konkurrenzkräftigen Grasarten, die als ansaatwürdig klassifiziert werden.

Der Einfluß der Artenzusammensetzung auf die Spurenelementaufnahme aus dem Boden ist solange als geringfügig anzusehen, wie der quantitative Schwerpunkt bei den Grasarten liegt. Sollte sich das Vorkommen von Leguminosen (Kleearten etc.) in den Vordergrund schieben, so kann sich wegen deren stärkerer Aufnahme von z.B. Cäsium auch der mittlere Transfer auf solchen Wiesen oder Weiden verstärken. A n d e r s e n , der 1967 46 Pflanzenarten in der Aufnahme von ^{137}Cs aus dem Boden verglich, fand in der Bodenchemie den Ausschlag für unterschiedlich hohe Aufnahmen. Rotklee zeigte im Mittel 3,3-fach höheren Cs-Transfer im Vergleich zu Weidelgras.

Eine Transferverschiebung durch das Artenspektrum der Weidevegetation ist gegenüber Boden- oder Bewirtschaftungsparametern als weniger bedeutend einzuschätzen. Bei G a r r e t t 71 zeigten 6 von 9 untersuchten amerikanischen Weidepflanzen gleiche Cs-Aufnahme. Die Pflanze mit höchster Aufnahme (Weißklee) unterschied sich von der ,die die niedrigste Aufnahme zeigte (Pangolagras), um den Faktor 2,3.

Aufwuchszusammensetzung der Monolithsäulen

Die Artenzusammensetzung der Pflanzengesellschaften von den 3 Probenahmeorten unterschied sich deutlich.

Seemarschmonolith:

Vielfältige Pflanzengesellschaft, üppiges Wachstum.

Neben den Gräsern Weidelgras (*Lolium perenne*), Knaulgras (*Dactylis glomerata*) und Wiesenrispe (*Poa pratensis*) waren als Wiesenkräuter vorallem

Weißklee (*Trifolium repens*), Hahnenfuß (*Ranunculus spec.*), Wiesenlöwenzahn (*Taraxacum officinale*), mittlerer Wegerich (*Plantago media*), Gänseblümchen (*Bellis perennis*), Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*), und Wiesen-Pippau (*Crepis biennis*) vertreten.

Organomarschmonolith:

Neben Weidelgras dominierte Wiesenrispe und einjährige Rispe (*Poa annua*). An Kräutern nur wenige Exemplare:

Weißklee, Löwenzahn, Hahnenfuß, Wegerich, Vogelmiere (*Stellaria media*).

Ackerpodsolmonolith:

Kräuter kamen nicht vor, es dominierte eindeutig Straußgras (*Agrostis tenuis*); Weidelgras und Knaulgras kamen vor.

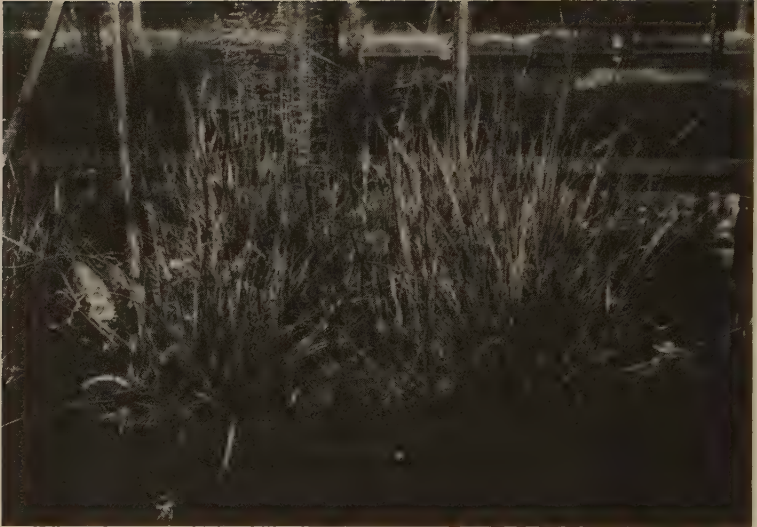


Abb. 43 Grasbewuchs des Organomarschmonoliths in der Blüte

Diese Artenzusammensetzungen zeigen jeweils einen Ausschnitt real vorkommender Dauerbegrünung sowohl bei Wiesen- als auch bei Weidenutzung. Sie sind folgendermaßen zu bewerten : Dauerhaft gute Aberntungserträge garantiert das Vorkommen von Weidelgras, das dazu neigt, andere Arten zurückzudrängen. Bei intensiver Grünlandbewirtschaftung wird empfohlen, das Artenspektrum zunehmend auf deutsches Weidelgras, Wiesenlieschgras (*Phleum pratense*) Wiesenrispe, Wiesenschwingel, Knaulgras und Weißklee einzugrenzen, da diese Sorten in Kürze die höchsten Erträge sichern. Das Vorkommen von einjähriger Rispe zeigt trittverdichtete Böden in Folge zu starker Beweidung an, Wiesenrispe stellt für lockere trockene Böden ein gutes Untergras dar, während Straußgras mittlere Bodengüte auf sandigem Boden anzeigt.

ANHANG II

Aktivitätszufuhr durch kontaminierte Lebensmittel

Beispiel : Verzehr von ^{137}Cs - kontaminiertem Kohl
 nach 1. Regulatory Guide US NRC 1977
 und 2. Boone, Ng, Palms 1981

1.

Die Konzentration CV im Lebensmittel setzt sich aus dem Produkt von Niederschlagsrate x Summe der Aktivitätszufuhr über das Pflanzenblatt und die Wurzel x Abbau durch radioaktiven Zerfall und Verzögerungszeit zwischen Ernte und Verbrauch zusammen.

$$CV \text{ (pCi/kg)} = DR \left[\frac{FR (1 - e^{-EC \cdot TE})}{YV \cdot EC} + \frac{BV (1 - e^{-AR \cdot TB})}{PD \cdot AR} \right] e^{-AR \cdot TH}$$

CV = Konzentration in Ernteprodukten, die dem menschlichen Verzehr dienen (pCi/kg)

DR = Niederschlagsrate (pCi/m² Tag) 10

FR = auf der Vegetation zurückgehaltener Aktivitätsanteil, für Teilchen 0,2

EC = AR + AC (1/Tag) = radioaktive Zerfallskonstante + Abwaschrage
 $= \frac{\ln 2}{T_{1/2}} + \frac{\ln 2}{14}$ 0,0496

TE = Vegetationsdauer bis zur Ernte = Beregnungszeit (Tage) 60

BV = Transferfaktor Boden - Pflanze, eßbare Teile 0,01

TB = Langzeitaufbaufaktor im Boden, 15 Jahre = 5475 Tage

PD = Massenbelegung des Bodens (kg/m²) 240

TH = Verzögerungszeit zwischen Ernte und Verzehr (Tage) 14

Unter Verwendung der angegebenen Parameter ergibt sich

CV = 30,3 pCi ^{137}Cs pro kg Kohl. Dabei kommen 93% der Aktivitätskonzentration über die Blattoberfläche und nur 7% über die Wurzelaufnahme.

2.

Die Gesamtkonzentration im Lebensmittel ist die Summe der Konzentration durch Aktivitätsablagerung auf der Pflanze cpa und der Konzentration durch Aktivitätsaufnahme aus dem Boden cps

$$cpa = \frac{Ft \cdot Dr}{Y \cdot Ke} \left[(1 - e^{-Ke \cdot Tg}) - \frac{e^{-M \cdot Y} - e^{-Ke \cdot Tg}}{1 - (M \cdot Y)/(Ke \cdot Tg)} \right]$$

Teil der während der Wachstumszeit abgelagerten Gesamtaktivität, der bis zur Ernte auf der Pflanze bleibt = Fr

cpa = Aktivitätskonzentration auf der Pflanze durch Ablagerung auf oberirdischen Pflanzenteilen am Ende der Wachstumszeit (pCi/kg), trockenmassebezogen

Ft = translocationfactor = $\frac{\text{Aktivität in essbaren Pflanzenteilen}}{\text{Gesamtaktivität zur Erntezeit}}$

0,1

Dr = Zufuhrtrate (pCi/m²Monat)

300

Y = Ertrag (kg/m²)

0,103

Ke = effektive Abwaschkonstante (1/Monat) = Kp + Kr =

Abwaschrage + radioaktive Zerfallskonstante =

$$1,5 + \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = 1,502$$

1,502

Tg = Vegetationsdauer bis zur Ernte (Monate) 2

M = pflanzenspezifische Blattauffangfläche M̄ = 2,8 (m²/kg)

$$cpa = 34 \text{ (pCi/kg)}$$

cps = Konzentration im Ernteprodukt durch Aufnahme aus dem Boden (pCi/kg)

$$cps = (1 - Fg + Fg \cdot Fs) \left(\frac{Dr \cdot Cf}{s \cdot Ks} \right) (1 - e^{-Ks \cdot Tb})$$

Fg = Wachstumszeit der Pflanze - Jahresbruchteil

0,75

Fs = abgelagerter Aktivitätsanteil, der dem Boden zugeführt wird = 1 - Fr

0,824

Cf = Transferfaktor Boden - Pflanze für Cs, Kohl 0,05

s = Massenbelegung des Bodens (kg/m²)

240

$$\begin{aligned}
 K_s &= K_r + K_{ss} + K_{sc} \quad (1/\text{Monat}) \\
 K_r &= \text{radioaktive Zerfallskonstante} \quad 1,9 \cdot 10^{-3} \\
 K_{ss} &= \text{Tiefenverlagerung in Schichten unter der} \\
 &\quad \text{Wurzelzone für gepflügte Felder} \quad 0,02 \\
 K_{sc} &= \text{mittlerer monatlicher Aktivitätsentzug durch die} \\
 &\quad \text{Pflanze} = \frac{C_f \cdot Y}{12 \cdot S} \quad 1,788 \cdot 10^{-6} \\
 T_b &= \text{Langzeitaufbau 15 Jahre (Monate)} \quad 180
 \end{aligned}$$

$$c_{ps} = 2,4 \text{ (pCi/kg)}$$

Unter Verwendung der modellspezifischen Parameter ergibt diese Modellrechnung eine Gesamtkonzentration von 36,4 pCi ¹³⁷Cs pro kg Kohl und erbringt eine 20%-ige Konzentrationserhöhung gegenüber dem noch nicht modifizierten älteren Modell des R e g u l a t o r y G u i d e.

Massenbelegung des Bodens

Eine standortspezifische Bestimmung der Massenbelegung des Bodens ergab für das Untersuchungsgebiet die folgenden Werte im Vergleich zum Wert PD aus dem 'Regulatory Guide' und P aus den 'Allgemeinen Berechnungsgrundlagen' von 240kg/m²:

Ausgewählte standortspezifische Massenbelegung des Bodens
P in Pflugscharttiefe T

	AckPod	OrgMa	SMA	
S (kg/dm ³)	1,49	0,51	1,24	
P (kg/m ²)	596	204	545	bei T (m) = 0,15

10. Zusammenfassung

Ausgehend von einer weiten Transferfaktorstreibbreite in der Literatur für unterschiedlichste Versuchstypen und Böden und Pflanzen, wurden Boden - Pflanzen - Transferfaktoren (TF), die in radioökologische Dosisberechnungsmodelle zur Berechnung von Folgestrahlendosen für die betroffene Bevölkerung nach Radioaktivitätsfreisetzungen aus kerntechnischen Anlagen z.T. linear eingehen, für das Leitnuklid Cäsium experimentell bestimmt. TF -Werte wurden mit Freilandfalloutmessungen, Schalenversuchen im Gewächshaus und Monolithbodensäulenversuchen als Quotienten von Konzentration im Pflanzenaufwuchs zur Konzentration im Boden erhalten. Das Untersuchungsmaterial stammte aus den Dauerweiden des Wesermündungsgebiets. Die gemessenen TF-Werte gelten für Weidevegetation auf Marschböden. Zum Vergleich wurde ein Geestboden (Ackerpodsol) herangezogen. Die Proben wurden gammaspektrometrisch quantitativ unter Einsatz von low-level-Gamma-Halbleiterdetektormesssystemen analysiert. Die Nuklidkonzentrationen lagen im Bereich zu erwartender Freisetzungen. Die angewandten Methoden erwiesen sich als prinzipiell vergleichbar, jedoch ergeben fallout-Versuche aufgrund des älteren Bodendepots und geringer aktueller Zufuhr gegenüber Tracergefäßversuchen tendenziell geringere Werte. Gefäßversuche - auch in ihrer optimierten Ausführung als Großgefäße unter Freilandbedingungen, können nicht alle auf Dauerweiden geltenden Randbedingungen simulieren. Die experimentell mit ^{134,137}Cs ermittelten Daten werden nach Bodentypen geordnet zu geschichteten Stichproben zusammengefaßt und ihre Häufigkeitsverteilungen untersucht. Es ergab sich, daß sie jeweils logarithmischen Normalverteilungen folgen, deren Medianwerte als repräsentative, standortspezifische Transferfaktorwerte ausgewählt wurden. Der Transfer vom Boden zur Weidevegetation war bei Versuchen mit Ackerpodsolboden (nährstoffarm, sandig) gegenüber den Marschböden (nährstoffreich, tonig) höher (0,22 gegenüber 0,09, Richtlinienempfehlungswert: 0,05). Die Brack-, See- und Organomarsch unterschieden sich im Mittel nicht signifikant.

11. LITERATURVERZEICHNIS

- Agrarstrukturelle Vorplanung ,
Schwerpunktbereich Mittlere Wesermarsch,
Landwirtschaftskammer Weser - Ems ,
Landbauaußenstelle Oldenburg, 1980
- Andersen, A.J. : Investigations on the plant uptake of
fission products from contaminated soils.
Risø Rep. 170 , Nov. 1967
- Báchudárov, R.M., Marej, A.N., Novikova, I.J.:
Faktoren, die den erhöhten Transfer von
Cs-137 aus der Umgebung in den menschlichen
Organismus bestimmen. In :
Environmental behaviour of radionuclides
released in the nuclear industry, IAEA, Wien,
1973
- Baker, D.A., Hoenes, G.R., Soldat, J.K.: FOOD - An interactive
code to calculate internal radiation doses
from contaminated food products.
Batelle Pacific North West Laboratories,
Washington, 1976
- Barber, D.A.: Influence of soil organic matter on the entry
of caesium-137 into plants.
Nature 204, 1326-1327, 1964
- Baumgartner, D. persönliche Mitteilung, Univ. Bremen 1980
- Bertrand, G., Bertrand, D.: Existence normale du cesium chez
les animaux.
Compt. Rend. Seances Acad. Sci. 229, 609,
1949, zitiert nach Hebel, R.D. 1973
- Biesold, H., Gruner, P., Hein, K., Urbahn, H.: Ermittlung von
Transferfaktoren Boden/ Vegetation anhand
standortspezifischer Bodenparameter. In:
Jahrestagung des Fachverbands für Strahlen-
schutz, Norderney 1978.
- Biesold, H.: Der Transfer von Strontium und Caesium über die
Wurzeln in die Vegetation.
Statusbericht über den Transfer von Radio-
nucliden, BMI 1980
- Bleck-Neuhaus, J., Boikat, U., Goedecke, R., Herzer, W., Wehrse, R.:
Multiple purpose of a low level gammaspec-
trometer for single and multiparameter ana-
lysis of mixed gammaemitters in environmental
samples. IAEA Symposium : Methods of low
level counting and spectrometry, Berlin 1981

- Bleck-Neuhaus, J., Boikat, U., Fink, A.: Untersuchungen zum Transfer vom Boden in Dauerweidevegetation mit Gefäßversuchen während mehrerer Vegetationsperioden. In: Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz und der S.F.R.P., Lausanne 1981
- BMI 1979 Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft und in Oberflächengewässer. Gemeinsames Ministerialblatt, August 1979
- Boikat, U., Köhler, W., Khosravi, A.: Untersuchungen zum Cäsium Transfer Boden - Pflanze auf Dauerweiden. In: Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz, Norderney 1978
- Boikat, U., Bleck-Neuhaus, J.: Stand der Untersuchungen zum Cäsium-Transfer in Dauerweiden auf Marschböden. Vortrag zum Statusseminar "Transfer von Radionukliden" und "Theoretische Modelle in der Radioökologie", München - Neuherberg 1980
- Bonka, H., Biesel, R., Brenk, D., Brüssermann, K., Darvas, J., Laser, M., Schnez, A., Schwarz, G., Vogt, K.J., Winske, P.: Zukünftige radioaktive Umweltbelastung in der Bundesrepublik Deutschland durch Radionuklide aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb. KFA Jülich, Rep. JÜL-1220, Juli 1975
- Boone, F.W., Ng, Y.C., Palms, J.M.: Terrestrial pathways of radionuclide particulates. Health Physics, 41, No. 5, 735-747, 1981
- v. Borstel : Schmackhafte Mischungen. Land und Garten 33, 10, August 1981
- Bowen, H.J.M.: Trace elements in biochemistry. Academic Press, New York, London 1966
- Cline, J.F.: The effects of substrate conditions on the uptake rate of Cs-137 by plants. In: Aberg, B., Hungate, F.P.: Radioecological concentration processes, Stockholm Conference 1966, 547-552
- Cline, J.F., Rickard, W.H.: Radioactive Strontium and Cesium in cultivated and abandoned field plots. Health Physics, 23, 317-324, 1972
- Comar, C.L.: Movement of fallout radionuclides through the biosphere and man. Ann. Rev. Nucl. Sci. 15, 1965, 194

Com Eur Com 1979

Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations.

Joint Report by the National Radiological Protection Board, UK, and the Commissariat a l'Energie Atomique, France
Commission of the European Communities, 1979

Dahlmann, R.C., Francis, C.W., Tamura, T.: Radiocesium cycling in vegetation and soil. In:
Mineral cycling in southeastern ecosystems. Savannah River Ecology Laboratory, Aiken, S.C., USA 1974

David, F.N.: Tables of the ordinates and probability integral of the distribution of the correlation coefficient in small samples.
The Biometric Office, London 1938, zitiert nach Sachs, L. 1974

Das, A.K., Banerjee, S., Chowdhury, A.N.: Determination of Rubidium and Cesium in silicate rock samples by atomic absorption spectrometry.
Fresenius Z. Anal. Chem., 290, 319, 1978

Deutscher Wetterdienst 1981

Bestimmung von Cs-137 (pCi/l) in Monatsniederschlagshöhen.
Mitteilung des Deutschen Wetterdienstes für Forschungszwecke, 1981

Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke DRS

Eine Untersuchung zu dem durch Störfälle in Kernkraftwerken verursachten Risiko.
Studie der GRS im Auftrag des BMFT, 1980

D'Souza, T.J., Kirchmann R., Lehr, J.J.: Distribution of radiostrontium and radiocaesium in the organic and mineral fractions of pasture soils and their subsequent transfer to grasses. In:
Isotopes and radiation in soil-plant relationships including forestry, IAEA Symposium Wien, 595- 604, 1972

EG 1979

Radiation protection program 1980-1984, research priorities and scientific documentation, Commission of the European Communities, October 1979

Exkursionsführer 1977

Exkursionsführer, Mitteilungen der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft 24, 67, 1977

- Fletcher, J.F., Dotson, E.L.: HERMES - a digital computer code for estimating regional radiological effects from the nuclear power industry
US AEC Report 1971
- Franke, B., Ratka, R., van de Sand, H.: Parameteranalyse zum Radionuklidtransfer Boden - Pflanze.
Sicherheit in Chemie und Umwelt, 1, 1981
- Franke, B., Boikat, U., Ratka, R.: Transfer radioaktiver Stoffe aus dem Boden in Pflanzen.
Radioökologiesymposium der Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen e.V. und des Bundesgesundheitsamtes, Universität Stuttgart, Oktober 1981
- Fredriksson, L., Eriksson, B., Rasmuson, B., Gahne, B., Edvarson, K., Löw, K.: Studies on soil-plant-animal interrelationships with respect to fission products.
2nd International Conference on Peaceful Uses of Atomic Energy, 18, 449-463, 1958
- Führ, F.: Die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden, Ermittlung praxisgerechter Transferfaktoren.
Fachtagung Radioökologie, Deutsches Atomforum Bonn, 1979
- Garten, C.T. jr., Briese, L.A., Geiger, R.A., Sharitz, R., Smith, M.H.: Radiocesium levels in vegetation colonizing a contaminated floodplain. In:
Mineral cycling in southeastern ecosystems. Savannah River Ecology Laboratory, Aiken, S.C. USA 1974
- Garten, C.T. jr., Paine, D.: A multivariate analysis of factors affecting radiocesium uptake by sagittaria latifolia in coastal plain environments.
Journal of Environmental Quality, 6, No 1, 78-82, 1977
- Gebhardt, H., Giani, L., Rosemann, V.: Bodenkundliche Kennzeichnung und Nuklidaustauscheigenschaften von Marschböden.
Sachbericht 1981 zum BMI Forschungsvorhaben St. Sch. 702 e)
- Götz, A., Konrad, J.: Pflanzenbau.
Landwirtschaftliches Lehrbuch
Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart 1978
- Guillot, P., Myttenaere, C., Mousny, J.M.: The radioisotope concentration effect differences of biological behaviours between stable and radioactive cesium chlorides.
Radiation Research 59(1), 170-171, 1974

- Gulyakin, J.V., Yudinseva, E.V.: Uptake of strontium, caesium and some other fission products by plants and their accumulation in crops.
2nd International Conference on Peaceful Uses of Atomic Energy, 18, 476-485, 1958
- Gulyakin, I.V., Yudinseva, E.V.: Effect of organic matter on the accumulation of fission products in crops.
Compost Science 2, 9-12, 1962
- Handl, J., Kühn, W.: Determination of transfer coefficients for Cs-137 and Co-60 in a slime- soil- grassland ecosystem.
Health Physics, 38, 703 - 705, 1980
- Hebel, R.D.: Untersuchungen über den Einfluß verschiedener Umweltfaktoren auf die Verteilung von Cs-137 in Böden und der Bodenbeschaffenheit auf die Cs-137 Aufnahme durch Pflanzen unter dem Gesichtspunkt der Schlachttierkontamination. Dissertation Ludwig-Maximilian-Universität München, 1973
- Hebel, R.D., Kreuzer, W.: Möglichkeiten einer effektiven biologischen Überwachung der Cs-137-Kontamination in Reaktornähe und deren Auswirkungen auf Lebensmittel tierischer Herkunft.
Reaktortagung Deutsches Atomforum, Berlin 1974
- Hebel, R.D., Kreuzer, W.: Beeinflussung und Möglichkeiten der Überwachung von Lebensmitteln tierischen Ursprungs in der Nähe kerntechnischer Anlagen. Fachgespräch "Überwachung der Umweltradioaktivität - praktische Probleme bei der Durchführung der Umgebungsüberwachung", Bundesforschungsanstalt für Ernährung, Karlsruhe 1979
- Heine, K., Wiechen, A.: Bestimmung der Konzentrationsfaktoren von Elementen in der Nahrungskette Boden - Bewuchs - Milch.
Milchwissenschaft, 33(4), 230-233, 1978
- Heine, K., Wiechen, A.: Untersuchungen zum Cs-137- Übergang in der Nahrungskette Boden - Bewuchs - Milch an einem gegebenen Standort.
Milchwissenschaft, 34(5), 275-280, 1979
- Hill, G.P.: The transport of soil nutrients. In:
Linser, H.: Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung. Springer Verlag 1969

- Hoffmann, G.G.: Richtlinien zur Probennahme von Böden und Bewuchs zur Bestimmung der Kontamination, der Umgebungskontrolle von Kernkraftwerken, des Versickerungsverhaltens und der Transferfaktoren von Radionukliden. In: Statusbericht über den Transfer von Radionukliden, BfM 1980
- Karavaeva, E.N., Molochanova, I.V.: Uptake of chemical analogs (Sr-90 - Ca and Cs-137 - K) into plants as a function of soil moisture. Übersetzung aus dem Russischen. Ökologie, 2, 95-98, 1971
- Khosravi, A.: ¹³⁷Cäsium/Kalium-Verhältnisse in der Nahrungskette Boden - Pflanze - Milch. Diplomarbeit Universität Bremen, 1979
- Kirchmann, R., Fagniard, E., van Puijbroek, S.: Studies on foliar contamination by radiocesium and radiostrontium. In: Aberg, B., Hungate, F.P.: Radioecological Concentration Processes, Pergamon Press, New York, 59-72, 1967
- Kloke, A.: Der Einfluß von Phosphatdüngern auf den Cadmiumgehalt der Pflanzen. Gesunde Pflanzen, 32, 10, 261-267, 1980
- Krieger, H.L., Kahn, B., Cummings, S.: Deposition and uptake of Sr-90 and Cs-137 in an established pasture. In: Aberg, B., Hungate, F.P. a.a.s bei Kirchmann
- Kuntze, H.: Die Marschen - Schwere Böden in der landwirtschaftlichen Evolution. Verlag Paul Parey, Hamburg 1965
- Lalit, B.Y.: The relationship of the Strontium-90 to Cesium-137 activity ratio in milk to the rate of fallout from nuclear tests. Health Physics, 6, 565-569, 1974
- Land und Garten : Cadmium in der Bodenkrume - Kalk bremsst Pflanzenverfügbarkeit. Nr. 47,5, 19.11.1981
- Lederer, C.M., Hollander, J.M., Perlman, I.: Table of Isotopes. Verlag John Wiley & Sons, New York 1968
- Loneragan, J.F.: The availability and absorption of trace elements in soil-plant systems and their reaction to movement and concentration of trace elements in plants. In: Nicholas, D.J.D., Egan, A.R.: Trace elements in soil - plant - animal systems. Academic Press, London 1975

- LUFA Oldenburg 1976
Landwirtschaftliche Untersuchungs- und
Forschungsanstalt Oldenburg :
Umgebungsüberwachung des Kernkraftwerk
Unterweser, Beweissicherungsverfahren 1976
- Mayr, H.H., Kühn, H.: Die Zusammensetzung von Kulturpflanzen
und deren Ernteprodukten. In: Linser, H.,
a.a.s. bei Hill, G.P.
- Mecker, S.L.: Uptake versus aerial deposition of plutonium
in plants at Rocky Flats.
Thesis Colorado State University, Fort
Collins, Colorado Spring 1978
- Middelton, L.J.: Radioactive Sr and Cs in the edible parts
of crop plants after foliar contaminations.
Int. J. Radiat. Biol. 4, 387-402, 1959
- Mistry, K.B., Bhujbal, B.M., D'Souza, T.J.: Influence of agro-
nomic practices on uptake of fission pro-
ducts by crops from soils of regions ad-
joining nuclear installations in India. In:
Environmental behaviour of radionuclides
released in the nuclear industry, IAEA,
Wien 1973
- Müller, W.: Zur Genese und Klassifizierung der Marschböden
Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen
Gesellschaft, 10, 294-301, 1970
- Neel, J.W., Olafson, J.H., Steen, A.J., Gillooly, B.E., Nishita, H.,
Larson, K.H.: Soil - plant interrelationships
with respect to the uptake of fission products
I. The uptake of Sr-90, Cs-137, Ru-106, Ce-144
and Y-91.
Rep. UCLA-247, University of California,
Los Angeles 1953
- Ng, Y.C., Burton, C.A., Thompson, S.E., Tandy, R.K., Kretner, H.K.,
Pratt, M.W.: Prediction of the maximum dosage
to man from nuclear devices.
IV. Handbook for estimating the maximum inter-
nal dose from radionuclides released to the
biosphere.
University of California, Livermore, 1968
- Ng, Y.C., Colsher, C.S., Thompson, S.E.: Transfer factors for
assessing the dose from radionuclides in
agricultural products.
Rep. UCRL- 82454, University of California
1979

- Nishita, H., Haug, R.M.: Influence of clinoptilolite on Sr-90 and Cs-137 uptakes by plants.
Soil Science, 114, No 2, 149-157, 1972
- Pendleton, R.C., Uhler, R.L.: Accumulation of caesium-137 by plants grown in simulated pond, wet meadow and irrigated field environments.
Nature, 185, 707-708, 1960
- Regulatory Guide 1.109
Calculations of annual doses to man.
US NRC 1976/1977
- Rediske, J.H., Cline, J.F., Selders, A.A.: The absorption of fission products by plants.
Biology Section, Radiological Science Department, Hanford Atomic Products Operation,
US AEC Rep. 36734, 1955
- Reinerhaltung der Luft, 3, 1975
Bericht Umweltschutz in Niedersachsen
Hrg. Niedersächsischer Sozialminister 1975
- Ritchie, J.C., McHenry, J.R., Gill, A.C.: The distribution of Cs-137 in the litter and upper 10 cm of soil under different cover types in Northern Mississippi.
Health Physics, 22, 197-198, 1972
- Rohleder, K.: Untersuchungen über die Aufnahme radioaktiver Stoffe durch Grünkohl aus dem Boden und aus der Atmosphäre und Versuche zur Dekontamination.
Zeitschrift für Lebensmitteluntersuchung und Forschung, 149, 223-227, 1972
- Russel, R.S.: Interception of airborne material on plants.
Health Physics, 11, 1305-1315, 1965
- Russel, R.S.: Uptake and accumulation of radioactive substances in terrestrial plants - the radiobiological aspect. In:
Aberg, B., Hungate, F.P. 367- 383 a.a.s. bei Cline
- Russel, R.S.: Radioactivity and human diet. Relationships between Caesium and Potassium.
Pergamon Press, Oxford 1966
- Scheffer, F., Schachtschabel, P.: Lehrbuch der Bodenkunde.
Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart 1976
- Schroeder, O., Brümmer, G.: Zur Genese und Klassifizierung der Marschen
Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 8, 243-245, 1968

- Schrüfer, E. (Hrg.): Strahlung und Strahlungsmeßtechnik in Kernkraftwerken.
Elitera Verlag, Berlin 1974
- Schulz, R.K., Overstreet, R., Barshad, J.: On the soil chemistry of Cesium-137
Soil Science, 89, 16-27, 1960
- Schulz, R.K.: Soil chemistry of radionuclides.
Health Physics, 11, 1317-1324, 1965
- Sachs, L.: Angewandte Statistik, Springer Verlag 1974
- Sachs, L.: Statistische Methoden, Springer Verlag 4. Auflage, Berlin 1979
- Squire, H.M., Middleton, L.J.: Behaviour of Cs-137 in soils and pastures. A long term experiment.
Radiation Botany, 6, 413-323, 1966
- Statusbericht 1980
Statusbericht über den Transfer von Radionuklidern, Arbeitsgruppe 'Transfer von Radionuklidern'
Hrsg. BMI, Bonn 1980
- Steffens, W., Führ, F., Mittelstaedt, W.: Evaluation of small scale laboratory and pot experiments to determine realistic transfer factors for the radionuclides Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54. Proceedings of the 5th International Congress of the IRPA, III, 343-346, Jerusalem 1980
- Steffens 1981, persönliche Mitteilung, Universität Bremen
- Stockam Colsher, C.: Derivation of soil - plant relationships for dose assessment on Bikini Atoll.
Rep. UCID-17313, Lawrence Livermore Laboratory 1976
- Sutcliffe, J.F.: Trace elements in plants - uptake and translocation. In:
Trace elements in soils and crops,
Hrsg. Minister of Agriculture, Fisheries and Food, Technical Bulletin 21, 1966
- Tahir, M., Stewart, J.W.B.: Effect of organic matter incorporation into soils on Cesium-137 uptake by wheat plants.
Radiation Botany, 15(4), 323-328, 1975

- Tamura, T., Jacobs, D.G.: Structural implications in cesium sorption.
Health Physics, 2, 391-398, 1960
- Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung
Jahresbericht 1978
Hrsg. BfM 1981
- Vinogradov, A.P.: The geochemistry of rare and dispersed chemical elements in soils.
Translated from Russian, New York 1959
- van Dorp, F., Eleveld, R., Frissel, M.J.: A new approach for soil - plant transfer calculations. In:
Biological implications of radionuclides released from nuclear industries, IAEA Wien, 1979
- Walton, A.: The distribution in soils of radioactivity from weapons tests.
Journal of Geophysical Research, 68, 1485-1496, 1963
- Wiechen, A.: Ursachen des hohen Cs 137 - Gehaltes der Milch von Moorböden
Milchwissenschaften, 27(2), 82-84, 1972
- Wiechen 1980, persönliche Mitteilung,
Spurenelemente in Weidebewuchspflanzen
- Wijk, v.H.F., Braams, R.: Incorporation of Cs-137 from nuclear debris into the biosphere.
Natur, 188, 4754, 1960
- Wilson, D.O., Cline, J.F.: Removal of Plutonium-239, Tungsten-185 and Lead-210 from soils.
Nature, 209, 941-942, 1966
- Witkamp, M.: Microcosm experiments on element transfer
International Journal of Environmental Studies, 10, 59-63, 1976

Ich danke Prof. Dr. J. Bleck - Neuhaus für die großzügig eröffneten Möglichkeiten bei der Bearbeitung des Themas und die hilfreiche Beratung während der Entstehung der Arbeit.

Prof. Dr. H. Gebhardt danke ich für die Übernahme des Korreferats.

Den Herren Ing. grad. W. Herzer und Dipl.-Phys. R. Wehrse danke ich für wertvolle Unterstützung bei den umfangreichen Probenahme- und Aufbaumaßnahmen, die ohne ihre Hilfe nicht denkbar gewesen wären.

Besonderer Dank gilt Frau Dipl.-Agr.-Ing. A. Fink für viele wertvolle Anregungen sowie für die Beratung bei agrarwissenschaftlichen Fragen in der Abschlußphase der Arbeit.

Mein Dank gilt auch allen Butjadinger Landwirten, die mir Probenahme und Aufstellung von Versuchseinrichtungen auf ihren Ländereien gestatteten und sich zu Diskussionen auch in ihrer Arbeitszeit gern bereit hielten.

Die dieser Dissertation zugrunde liegenden Arbeiten wurden mit Mitteln des Bundesministers des Innern gefördert.

Lebenslauf

Ute Constanze Boikat

geb. am 5.11.52 in Bremen

Eltern: Hans Ulrich Boikat - Maurermeister - und
Brigitte Hildegart Boikat, geb. Gabriel

Schulbesuch:

1959 - 1963 Schule Am Willakedamm in
Bremen - Huchting

1963 - 1971 Gymnasium Am Barkhof, Bremen

Studium:

WS 1971/72 Ozeanographie an der Christian-Albrecht-
Universität Kiel

SS 1972 - WS 1976 Physikstudium an der Universität
Bremen, 1976 Diplom, Titel der Diplomarbeit :

Untersuchungen zur Belastung der Weser durch
künstlich erzeugte Radionuklide.

Wissenschaftlicher Werdegang:

Ab 1977 wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungs-
vorhaben "Radioaktive Stoffe im Boden" an der Univer-
sität Bremen bis September 1978 mit dem Ziel der
Promotion.

September 1979 - September 1982 wissenschaftliche
Mitarbeiterin im Forschungsvorhaben (gefördert aus
Mitteln des BML) "Transfer von radiologisch wichtigen
Spurenelementen bei Dauerweiden auf Marschböden" .

